APPENDIX X

CANADIAN WATER QUALITY GUIDELINES UPDATES (MARCH 1992)

Table of Contents

		Page
X.1	INTRODUCTION	X-1
X.2	ORGANOTINS	X-1
X.2.1	Raw Water Sources for Drinking Water	X-1
X.2.1.1	Existing Drinking Water Guidelines	X-1
X.2.1.2	Canadian Exposure	X-1
X.2.1.3	Water Treatment	X-1
X.2.2	Recreational Water Quality and Aesthetics	X-1
X.2.3	Freshwater Aquatic Life	X-2
X.2.3.1	Guidelines	X-2
X.2.3.1.1	Tributyltin (Interim)	X-2
X.2.3.1.2	Triphenyltin (Interim)	X-2
X.2.3.2	Summary of Existing Guidelines	X-2
X.2.3.3	Rationale	X-2
X.2.3.3.1	Tributyltin	X-2
X.2.3.3.2	Triphenyltin	X-2
X.2.3.3.3	Other Organotin Compounds	X-3
X.2.4	Marine Aquatic Life	X-3
X.2.4.1	Guidelines	X-3
X.2.4.1.1	Tributyltin	X-3
X.2.4.2	Summary of Existing Guidelines	X-3
X.2.4.3	Rationale	X-3
X.2.4.3.1	Tributyltin	X-3
X.2.4.3.2	Other Organotins	X-4
X.2.5	Agricultural Uses	X-5
X.2.5.1	Irrigation	X-5
X.2.5.1.1	Guidelines	X-5
X.2.5.1.2	Rationale	X-5
X.2.5.2	Livestock Watering	X-5
X.2.5.2.1	Guidelines (Interim)	X-5
X.2.5.2.2	Rationale	X-5
X.2.6	Industrial Water Supplies	X-5
X.2.6.1	Guideline	X-5
X.2.7	Parameter-specific Background Information	X-5
X.2.7.1	Uses and Production	X-5
X.2.7.2	Sources and Pathways for Entering the Aquatic Environment	X-7
X.2.7.3	Environmental Concentrations	X-7
X.2.7.3.1	Methyltins	X-7
X.2.7.3.2	Butyltins	X-7
X.2.7.4	Forms and Fate in the Aquatic Environment	X-8
X.2.7.4.1	Methyltins	X-8
X.2.7.4.2	Butyltins	X-8
X.2.7.4.3	Phenyltins	X-9
X.2.7.4.4	Other Organotins	X-9
X.2.8	References	X-9
X.3	HALOGENATED METHANES	X-12
X.3.1	Raw Water for Drinking Water Supply	X-12
X.3.1.1	Existing Drinking Water Guidelines	X-12
X.3.1.1.1	Trihalomethanes	X-12
X.3.1.1.2	Carbon Tetrachloride	X-13

Table of Contents (Cont'd)

		Page
X.3.1.1.3	Methyl Bromide and Methyl Chloride	X-13
X.3.1.1.4	Methylene Chloride	X-13
X.3.1.1.5	Dichlorodifluoromethane	X-13
X.3.1.1.6	Trichlorofluoromethane	X-13
X.3.1.2	Canadian Exposure	X-14
X.3.1.3	Water Treatment	X-15
X.3.2	Recreational Water Quality and Aesthetics	X-15
X.3.2.1	Guideline	X-15
X.3.3	Freshwater Aquatic Life	X-16
X.3.3.1	Guidelines (Interim)	X-16
X.3.3.2	Summary of Existing Guidelines	X-16
X.3.3.3	Rationale	X-16
X.3.3.3.1	Chloroform	X-16
X.3.3.3.2	Carbon Tetrachloride	X-16
X.3.3.3.3	Methylene Chloride	X-17
X.3.3.4	Data Gaps	X-17
X.3.4	Agricultural Water Uses	X-17
X.3.4.1	Irrigation	X-17
X.3.4.1.1	Guideline	X-17
X.3.4.2	Livestock Water Supplies	X-17
X.3.4.2.1	Guidelines (Interim)	X-17
X.3.4.2.2	Rationale	X-18
X.3.5	Industrial Water Supplies	X-18
X.3.5.1	Guideline	X-18
X.3.6	Parameter-specific Background Information	X-18
X.3.6.1	Uses and Production	X-18
X.3.6.1.1	Chloroform	X-18
X.3.6.1.2	Carbon Tetrachloride	X-19
X.3.6.1.3	Bromoform	X-19
X.3.6.1.4	Methyl Bromide	X-19
X.3.6.1.5	Methyl Chloride	X-20
X.3.6.1.6	Methylene Chloride	X-20
X.3.6.1.7	Chlorodibromomethane	X-20
X.3.6.1.8	Dichlorobromomethane	X-20
X.3.6.1.9	Dichlorodifluoromethane	X-20
X.3.6.1.10	Trichlorofluoromethane	X-20
X.3.6.2	Sources and Pathways for Entering the Aquatic Environment	X-21
X.3.6.2.1	Chloroform	X-21
X.3.6.2.2	Carbon Tetrachloride	X-21
X.3.6.2.3	Bromoform	X-21
X.3.6.2.4	Methyl Bromide	X-21
X.3.6.2.5	Methyl Chloride	X-21
X.3.6.2.6	Methylene Chloride	X-21
X.3.6.2.7	Chlorodibromomethane	X-21
X.3.6.2.8	Dichlorobromomethande	X-22
X.3.6.2.9	Dichlorodifluoromethane	X-22
X.3.6.2.10	Trichlorofluoromethane	X-22
X.3.6.3	Environmental Concentrations	X-22
X.3.6.3.1	Groundwater	X-22
X.3.6.3.2	Surface Water	X-22
X.3.6.3.3	Sediments	X-23
X.3.6.3.4	Aquatic Biota	X-23
X.3.6.4	Fate and Behaviour in the Aquatic Environment	X-23

Table of Contents (Cont'd)

		Page
X.3.6.4.1	Chloroform	X-23
X.3.6.4.2	Carbon Tetrachloride	X-24
X.3.6.4.3	Bromoform	X-25
X.3.6.4.4	Methyl Bromide	X-26
X.3.6.4.5	Methyl Chloride	X-26
X.3.6.4.6	Methylene Chloride	X-26
X.3.6.4.7	Chlorodibromomethane	X-27
X.3.6.4.8	Dichlorobromomethane	X-28
X.3.6.4.9	Dichlorodifluoromethane	X-28
X.3.6.4.10	Trichlorofluoromethane	X-28
X.3.7	References	X-28

List of Tables

X-1	Major uses of organic compounds in Canada	X-6
X-2	Recommanded water quality guidelines for halogenated methanes	X-15

APPENDIX X

CANADIAN WATER QUALITY GUIDELINES: UPDATE (MARCH 1992)

X.1 INTRODUCTION

Water quality guidelines are used by Canadian provincial, territorial, and federal agencies in their efforts to assess water quality problems and to manage competing uses of water resources. Recognizing the increasing importance of water quality guidelines in this process, the Canadian Council of Ministers of the Environment (formerly the Canadian Council of Resource and Environment Ministers) asked its Task Force on Water Quality Guidelines to prepare water quality guidelines relevant to Canadian conditions.

It must be emphasized that these guidelines do not constitute values for uniform national water quality and that their use will require consideration of local conditions. The guidelines will also be updated as new information becomes available. Each guideline published in this format is a summary of the scientific background document for each compound considered. Detailed companion documents are published in the Scientific Series of Environment Canada and should be consulted if more information is required.

X.2 ORGANOTINS

The material presented in this section expands on the material presented in Section 6.3.10, Organotin Compounds. Organotins include many compounds characterized by the presence of a carbon–tin bond. Because of the lack of data on most organotin compounds, this document is essentially restricted to three groups of organotins: methyltins, butyltins, and phenyltins. The common practice in the nomenclature of organotin compounds has been followed in referring to the radical (i.e., tributyltin) as if it were a compound. In fact, the tributyltin cation may be associated with a number of anions (e.g., chlorides, hydroxides, acetates).

X.2.1 Raw Water Sources for Drinking Water

X.2.1.1 Existing Drinking Water Guidelines

In Canada, no guidelines for levels of any organotin compounds in drinking water have been proposed by the Federal–Provincial Subcommittee on Drinking Water (Health and Welfare Canada 1989).

No guidelines for acceptable levels of organotins in drinking water have been published by the U.S. Environmental Protection Agency (EPA) or by the World Health Organization (WHO). However, in the Soviet Union, maximum permitted concentrations of dibutyltin chloride and tetraethyltin in drinking water were 0.002 and 0.050 $mg \cdot L^{-1}$, respectively, in 1973 (OMOE 1989). As well, the United Nations Food and Agriculture Organization (FAO/WHO) has recommended acceptable daily intakes (ADIs) of 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ triphenyltin (Bock 1981) and 7.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ tricyclohexyltin (McCollister and Schober 1975). An ADI of 3.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ tributyltin was recommended by Schweinfurth and Gunzel (1987).

X.2.1.2 Canadian Exposure

Published measurements of organotin compounds in treated water in Canada were not found. Methyltins and butyltins have been detected in tapwater in the United States (Braman and Tompkins 1979) and in sewage treatment plant effluent in Switzerland (Mueller 1987).

X.2.1.3 Water Treatment

Published reports concerning the removal of organotins by conventional water treatment processes were not found. Zuckerman *et al.* (1978) cited a method utilizing absorption onto activated carbon, used by Russian scientists for the detoxification of waters polluted by organotin compounds.

X.2.2 Recreational Water Quality and Aesthetics

Recreational water quality can be aesthetically impaired by an offensive odour, taste, or colour. Although vapours from concentrated ethyltins "have a powerfully pungent odor" (Zuckerman *et al.* 1978), no evidence was found that this group of organotins has ever been detected at these levels in natural waters. Many organotins (e.g., tributyltin chloride) have been found to be highly irritating to the skin in their concentrated form (Schweinfurth and Gunzel 1987), but it is unlikely that any irritation would occur at the environmental levels detected to date. No published data on the organoleptic effects of any other organotins in water or in fish flesh were found.

Aquatic biota have been found to be relatively sensitive to low levels of tributyltin and triphenyltin, and guidelines or interim guidelines have been developed for their protection. Water containing organotin compounds at concentrations that could potentially affect recreational use would likely be severely impaired for use by aquatic organisms. As it is the aim of the CCME to protect the most sensitive water uses

in preparing Canadian water quality guidelines, no guidelines for recreational water quality and aesthetics are recommended for any organotins. Although methyltins and other butyltins have been detected in environmental samples in Canada, there is no evidence to indicate that recreational water quality and aesthetics were adversely affected.

X.2.3 Freshwater Aquatic Life

X.2.3.1 Guidelines

The concentrations cited in the following guidelines and rationales refer to the concentrations of the organotin cation (e.g., Bu_2Sn^{3+}), unless otherwise indicated.

X.2.3.1.1 Tributyltin (Interim)

Sufficient aquatic toxicity data exist to derive an interim guideline of 0.008 $\mu g \cdot L^{-1}$ tributyltin in water for the protection of freshwater aquatic life.

In order to elevate this guideline to full guideline status, chronic exposure studies on a cold-water fish species and a non-cladoceran invertebrate species and an acute or chronic study on a plant or algal species are required.

X.2.3.1.2 Triphenyltin (Interim)

Sufficient aquatic toxicity data exist to derive an interim guideline of 0.02 $\mu g \cdot L^{-1}$ triphenyltin in water for the protection of freshwater aquatic life.

In order to elevate this guideline to full guideline status, two additional studies on fish (including one cold-water species and one chronic effects study), two chronic effects studies on two invertebrate species, and a study on a plant or algal species are required.

X.2.3.2 Summary of Existing Guidelines

The U.S. EPA has proposed water quality criteria for tributyltin in freshwater environments (Federal Register 1989). Freshwater aquatic organisms and their uses should not be affected unacceptably if the 4-d average concentration of tributyltin does not exceed 0.026 $\mu g \cdot L^{-1}$ more than once every 3 years on the average, and if the 1-h average concentration does not exceed 0.149 $\mu g \cdot L^{-1}$ more than once every 3 years on the average. The U.S. EPA found that there was insufficient information to prepare criterion documents for the remaining organotin compounds. For marine water, the United Kingdom adopted an Environmental Quality Target of 20 $ng \cdot L^{-1}$ tributyltin in 1985 and an Environmental Quality Standard of 2 $ng \cdot L^{-1}$ tributyltin in 1989 (Abel *et al.* 1987; Cleary 1990). Water quality guidelines for organotins have not previously been prepared for Canadian freshwater environments.

X.2.3.3 Rationale

Tin in its inorganic form is generally accepted as being non-toxic, possibly because the metal does not react and the oxides are insoluble at physiological pH. However, the attachment of alkyl or aryl groups to the tin atom, via a Sn–C bond, greatly increases the toxic effects on aquatic biota. Sequential introduction of organic groups in any R_nSnX_{4-n} series produces a maximum toxic effect when n = 3 (i.e., the triorganotin compounds) (Blunden and Chapman 1982).

The moderately high octanol–water partition coefficients for many organotins, particularly tributyltins, indicate the potential for bioaccumulation (NRCC 1985). Bioconcentration factors reported in the literature vary over several orders of magnitude, to a maximum of 250 000 in the snail *Nucella lapillus* after a 540-d exposure to 0.001–0.002 $\mu g \cdot L^{-1}$ as Sn in tributyltin (Gibbs *et al.* 1988).

X.2.3.3.1 Tributyltin

Seven primary studies of the acute toxicity of tributyltin to freshwater fish were available. The 96-h LC_{50}s ranged from 2.6 to 12.7 $\mu g \cdot L^{-1}$. In tests of chronic exposure with post-hatch fathead minnows (*Pimephales promelas*), the 33-d lowest-observed-effect level (LOEL) for growth was 0.08 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Brooke *et al.* 1986). In a test with the guppy (*Poecilia reticulata*), a non-native freshwater fish, the 90-d LOEL for histopathological changes was 0.031 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Wester and Canton 1987).

Of those invertebrate species tested, *Hydra* spp. was found to be the most sensitive to tributyltin, with an EC_{50} (shortened tentacles) of 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ in a 96-h exposure (Brooke *et al.* 1986). In the only acceptable chronic study, Brooke *et al.* (1986) found a significant reduction in the number of surviving young of *Daphnia magna* at a concentration of 0.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ tributyltin after a 21-d exposure.

Wong *et al.* (1982) investigated the effects of tributyltin on freshwater algae and found a mixed assemblage from Lake Ontario to be the most sensitive, with a 4-h IC_{50} (50% reduction in primary production) of 0.003 $mg \cdot L^{-1}$. Corresponding responses of individual algal species ranged from 0.013 to 0.02 $mg \cdot L^{-1}$.

The value of 0.08 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Brooke *et al.* 1986) is the most sensitive LOEL found for an acceptable study with a native freshwater species. It is also important to note that this value was determined using an early life stage—in this case, fathead minnows immediately post-hatch. In accordance with the CCME guideline procedure, the LOEL was reduced by a safety factor of 10 to derive an interim guideline of 0.008 $\mu g \cdot L^{-1}$.

X.2.3.3.2 Triphenyltin

The acute effects of triphenyltin on freshwater fish ranged from 3.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (96-h EC_{50} for changes in behaviour) for larval fathead minnows *(P. promelas)* (Jarvinen *et al.* 1988) to 860 $\mu g \cdot L^{-1}$ (24-h LC_{100}) for the eel

Anguilla anguilla (Gras and Rioux 1965). In a 30-d continuous-exposure study, growth of larval fathead minnows was found to be significantly reduced at a triphenyltin concentration of 0.22 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Jarvinen *et al.* 1988). Among invertebrates, the cladoceran *Ceriodaphnia dubia* was found to be the most sensitive, with a 48-h EC_{50} (for immobilization) of 10.8 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Kline *et al.* 1989). The most tolerant invertebrate tested was the isopod *Asellus aquaticus*, with a 48-h LC_{50} value of 660 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Cotta-Ramusino and Doci 1987).

Three algal species and a mixed assemblage from Lake Ontario were exposed to triphenyltin. Responses ranged from a 4-h IC_{50} of 2.0 $\mu g \cdot L^{-1}$ for the mixed algal assemblage to 40 $\mu g \cdot L^{-1}$ for the green alga *Scenedesmus quadricauda* (Wong *et al.* 1982).

The value of 0.22 $\mu g \cdot L^{-1}$ for larval fathead minnows (Jarvinen *et al.* 1988) was the most sensitive LOEL found with a native freshwater species. In accordance with CCME guideline procedure, this value was reduced by a safety factor of 10 to derive an interim guideline of 0.02 $\mu g \cdot L^{-1}$ triphenyltin.

X.2.3.3.3 Other Organotin Compounds

Few studies have investigated the toxic effects of methyltins on aquatic biota. In acute exposure tests on *Daphnia magna*, Vighi and Calamari (1985) determined 24-h IC_{50}s of 50, 65, 0.39, and 40 $mg \cdot L^{-1}$ for mono-, di-, tri-, and tetramethyltin, respectively. In exposure tests on three species of freshwater algae, Wong *et al.* (1982) found that the green alga *Scenedesmus quadricauda* was the most sensitive species, with 4-h IC_{50} values (50% reduction in primary production) of 4.1 and 2.6 $mg \cdot L^{-1}$ for di- and trimethyltin, respectively. However, there were insufficient data to derive guidelines or interim guidelines for the methyltin series of compounds.

Two acceptable studies on the chronic effects of other butyltins to freshwater organisms were found. The 30-d LOEL for histopathological changes in guppies (*Poecilia reticulata*) exposed to dibutyltin was 245 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Wester and Canton 1987). In acute toxicity tests with young *Daphnia magna*, Vighi and Calamari (1985) determined 24-h IC_{50} values of 690 and 30 400 $\mu g \cdot L^{-1}$ for di- and monobutyltin, respectively. In tests on a freshwater alga (*Ankistrodesmus falcatus*), Wong *et al.* (1982) determined 4-h IC_{50} values of 25 and 6.8 $mg \cdot L^{-1}$ for mono- and dibutyltin, respectively. However, there were insufficient data to derive guidelines or interim guidelines for tetra, di-, or monobutyltin.

Few data are available on the toxicity of other phenyltins. In tests with young *Daphnia magna*, Vighi and Calamari (1985) determined a 24-h IC_{50} of 520 $\mu g \cdot L^{-1}$ for diphenyltin. Wong *et al.* (1982) reported 4-h IC_{50}s of 8000 and 19 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ for di- and monophenyltin effects on primary production by the green alga *Ankistrodesmus falcatus*. However, there were insufficient data to derive guidelines or interim guidelines for tetra-, di-, or monophenyltin.

A few organotins not included in the methyltin, butyltin, or phenyltin groups of compounds have also been tested. Vighi and Calamari (1985) determined 24-h IC_{50} values of 2800 $\mu g \cdot L^{-1}$ diethyltin, 190 $\mu g \cdot L^{-1}$ triethyltin, 32 $\mu g \cdot L^{-1}$ tripropyltin, and 1180 $\mu g \cdot L^{-1}$ tetrapropyltin for young *Daphnia magna*. Wong *et al.* (1982) determined 4-h IC_{50} values of 16 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ diethyltin, 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ triethyltin, and 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ tripropyltin for the alga *Ankistrodesmus falcatus*. However, there were insufficient data to derive guidelines or interim guidelines for the ethyltin and propyltin series of compounds.

X.2.4 Marine Aquatic Life

X.2.4.1 Guidelines

X.2.4.1.1 Tributyltin

The concentration of tributyltin in estuarine or salt water should not exceed 0.001 $\mu g \cdot L^{-1}$ in order to protect and maintain marine aquatic life.

X.2.4.2 Summary of Existing Guidelines

The U.S. EPA has proposed water quality criteria for tributyltin in marine environments (Federal Register 1989). Marine biota and their uses should not be affected unacceptably if the 4-d average concentration of tributyltin does not exceed 0.01 $\mu g \cdot L^{-1}$ more than once every 3 years and if the 1-h average concentration does not exceed 0.266 $\mu g \cdot L^{-1}$ more than once every 3 years.

X.2.4.3 Rationale

X.2.4.3.1 Tributyltin

Primary studies conducted under flow-through conditions and with measured tributyltin concentrations are available for three marine fish species. Chronic tributyltin toxicity tests were conducted with juvenile Atlantic menhaden (*Brevoortia tyrannus*) and larval inland silverside (*Menidia beryllina*) (Hall *et al.* 1988). Twenty-eight-day exposures to tributyltin concentrations of 0.093 and 0.49 $\mu g \cdot L^{-1}$ did not significantly affect the survival of either species or cause any significant histological changes. However, significant reductions in growth were noted for *M. beryllina* at both tributyltin test concentrations. In another study, Pinkney *et al.* (1985) determined the tributyltin levels that elicited avoidance behaviour in mummichog (*Fundulus heteroclitus*) during a 40-min exposure. The LOEL for this test was 3.7 $\mu gSn \cdot L^{-1}$; however, at 1.0 $\mu g \cdot L^{-1}$, four out of six replicate fish groups also exhibited avoidance behaviour, and thus this concentration cannot be considered as a no-observed-effect level (NOEL) value (no lower concentrations were tested).

The tributyltin toxicity data base is extensive for marine invertebrates and includes 14 studies ranked as primary.

Acute tests indicated a similar sensitivity to tributyltin exposure among five species of marine invertebrates, with 96-h LC_{50} values ranging from 0.42 $\mu g \cdot L^{-1}$ for juvenile mysid shrimp (*Acanthomysis sculpta*) (Davidson *et al.* 1986a, 1986b), to 19.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ for grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) (Clark *et al.* 1987). Chronic exposure tests have also indicated a narrow range of sensitivity to tributyltin among the five species of marine invertebrates tested thus far. Responses reported in primary studies ranged from a 6-d LOEL (reduction in survival) of 0.023–0.024 $\mu g \cdot L^{-1}$ for nauplii of the copepod *Acartia tonsa* (Bushong *et al.* 1990) to a 66-d LC_{50} of 0.97 $\mu g \cdot L^{-1}$ for the bay mussel (*Mytilus edulis*) (Valkirs *et al.* 1987). However, several secondary studies found significant effects at lower concentrations. Spat of the oyster *Crassostrea gigas* showed significantly reduced ability to compensate for hypoxia at a tributyltin concentration of 0.01 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Lawler and Aldrich 1987), and dog-whelk (*Nucella lapillus*) exhibited a high percentage of imposex at 0.019 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Bryan *et al.* 1986).

In the only marine plant study ranked as primary, Beaumont and Newman (1986) determined that the microalgal species *Pavlova lutheri*, *Dunaliella tertiolecta*, and *Skeletonema costatum* all showed significant reductions in growth at 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ tributyltin (no lower concentrations were tested). In acute tributyltin exposure tests ranked as secondary, responses ranged from a 72-h EC_{50} (reduction in growth) of 0.30-0.36 $\mu g \cdot L^{-1}$ for the diatom *Skeletonema costatum* (Walsh *et al.* 1985, 1987; Walsh 1986) to a 30-min LOEL (reduction in uptake of nitrate, phosphate, and silicate) of 29.0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Thomas and Robinson 1987).

The available data indicate that the most sensitive marine organism tested to date is spat of the oyster *Crassostrea gigas*, which exhibited a significant reduction in their ability to compensate for hypoxia in the presence of 0.01 $\mu g \cdot L^{-1}$ bis(tributyltin) oxide (Lawler and Aldrich 1987). Therefore, a Canadian Water Quality Guideline of 0.001 $\mu g \cdot L^{-1}$ was derived by applying a safety factor of 10 to the measured LOEL.

X.2.4.3.2 Other Organotins

For methyltins, acceptable toxicity data were available for only one invertebrate and two diatom marine species. Studies on the mud crab (*Rhithropanopeus harrisii*) reported 14-d LC_{50}s of 92 $\mu g \cdot L^{-1}$ trimethyltin hydroxide and 13.7 $mg \cdot L^{-1}$ dimethyltin dichloride (Laughlin *et al.* 1984, 1985; Laughlin 1987). For *Skeletonema costatum*, 72-h EC_{50} values for population growth ranged from 42.6 –43.7 $\mu g \cdot L^{-1}$ for monomethyltin to 173–176 $\mu g \cdot L^{-1}$ for trimethyltin. The 72-h LC_{50} values for mono- and dimethyltin for this species were both above 250 $\mu g \cdot L^{-1}$ (death of individual cells was determined by staining) (Walsh *et al.* 1985, 1987; Walsh 1986). Another diatom species, *Thalassiosira pseudonana*, had EC_{50} values for population growth of 190–192 and 284–287 $\mu g \cdot L^{-1}$ for mono- and trimethyltin, respectively (Walsh *et al.* 1985). The above studies were given a secondary ranking because methyltin concentrations were not determined during the course of the tests. However, there were insufficient data to derive guidelines or interim guidelines for the methyltin series of compounds.

Acceptable studies for dibutyltin were found for only one marine invertebrate species but no marine fish. Mud crab (*Rhithropanopeus harrisii*) zoeae had a reported 14-d LC_{50} of 661 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Laughlin *et al.* 1984, 1985; Laughlin 1987). Responses of marine plants to acute exposures of dibutyltin ranged from a 72-h EC_{50} of 23–53 $\mu g \cdot L^{-1}$ in *Sketonema costatum* (Walsh *et al.* 1985, 1987; Walsh 1986) to a 72-h LC_{50} of >300 $\mu g \cdot L^{-1}$ for the same species (Walsh *et al.* 1985). Similarly, acute tetrabutyltin exposures led to responses ranging from a 72-h EC_{50} of 17.2–17.4 $\mu g \cdot L^{-1}$ for *S. costatum* (Walsh *et al.* 1985, 1987; Walsh 1986) to a 72-h LC_{50} of >500 $\mu g \cdot L^{-1}$ for the same species (Walsh *et al.* 1985). No toxicity studies of either primary or secondary rank were available for monobutyltin for marine plant, invertebrate, or fish species. There were insufficient data to derive guidelines or interim guidelines for tetra-, di-, or monobutyltin.

There is little available toxicity information on the effects of phenyltin compounds on marine biota. In the only toxicity test available for a marine fish species, Linden *et al.* (1979) determined a 96-h LC_{50} of 320–440 $\mu g \cdot L^{-1}$ for the bleak (*Alburnus alburnus*) in a triphenyltin exposure study ranked as secondary. For marine invertebrates, the only primary study available was by Clark *et al.* (1987), which found that the grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) had a 96-h LC_{50} of 48.9 $\mu g \cdot L^{-1}$. The mud crab (*Rhithropanopeus harrisii*) experienced 14-d LC_{50}s of 34 and 701 $\mu g \cdot L^{-1}$ for tri- and diphenyltin, respectively, in studies ranked as secondary (Laughlin *et al.* 1984, 1985; Laughlin 1987). No toxicity information on diphenyltin was available for marine fish, nor on monophenyltin for marine fish and invertebrate species. For the marine diatom *Skeletonema costatum*, Walsh *et al.* (1985, 1987) and Walsh (1986) determined 72-h EC_{50} (decrease in growth) values of 0.63–0.79 and 20–25 $\mu g \cdot L^{-1}$ for tri- and diphenyltin, respectively. The corresponding LC_{50} values were 4.2–14.4 $\mu g \cdot L^{-1}$ triphenyltin and >400 $\mu g \cdot L^{-1}$ diphenyltin. For the marine diatom *Thalassiosira pseudonana*, 72-h EC_{50} values of 1.0–1.3 and 29 $\mu g \cdot L^{-1}$ were determined for tri- and diphenyltin, respectively. No toxicity data on marine plant species were available for monophenyltin. There were insufficient data to derive guidelines or interim guidelines for the phenyltin series of compounds.

Invertebrate toxicity data were available for only one species, the mud crab *Rhithropanopeus harrisii*), in a study ranked as secondary. In 14-d exposures, LC_{50}s of 80.7 $\mu g \cdot L^{-1}$ triethyltin, 92.4 $\mu g \cdot L^{-1}$ tripropyltin, 90 $\mu g \cdot L^{-1}$ triisopropyltin, 26 $\mu g \cdot L^{-1}$ triisobutyltin, 7.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ tricyclohexyltin, 2.58 $mg \cdot L^{-1}$ diethyltin, 2.86 $mg \cdot L^{-1}$ dipropyltin, 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ dicyclohexyltin, and 7.47 $mg \cdot L^{-1}$ dibenzyltin were determined (Laughlin *et al.* 1984, 1985; Laughlin 1987). No toxicity information was available for marine fish species for any of the ethyltin, propyltin,

cyclohexyltin, or other organotin compounds not previously discussed. Walsh *et al.* (1985, 1987) and Walsh (1986) conducted a series of toxicity tests (ranked as secondary) on marine phytoplankton species. For the diatom *Skeletonema costatum*, 72-h EC_{50} (50% decrease in population growth values) of 3.2 and 142–148 $\mu g \cdot L^{-1}$ were determined for tri- and tetraethyltin, respectively. The corresponding 72-h LC_{50} values for this species were 29 and >500 $\mu g \cdot L^{-1}$. Another marine diatom species, *Thalassiosira pseudonana*, was found to have 72-h EC_{50} values of 2.7–2.8 and 116–121 $\mu g \cdot L^{-1}$ for tri- and tetraethyltin, respectively. Based on the above limited data base, it appears that marine phytoplankton may be more sensitive to the acute toxic effects of ethyltin exposure than are freshwater phytoplankton. There were insufficient data to derive guidelines or interim guidelines for the ethyltin, propyltin, isobutyltin, cyclohexyltin, or benzyltin series of compounds.

X.2.5 Agricultural Uses

X.2.5.1 Irrigation

X.2.5.1.1 Guidelines

There were insufficient data to derive Canadian water quality guidelines for any organotin compounds for the protection and maintenance of irrigation water.

X.2.5.1.2 Rationale

Although Bock (1981) summarized the literature on the phytotoxic effects of triphenyltin, it was not possible to derive guidelines because of the generally poor quality of the data.

X.2.5.2 Livestock Watering

X.2.5.2.1 Guidelines (Interim)

There were sufficient mammalian toxicity data to develop water quality guidelines for tributyltin and triphenyltin for the protection and maintenance of livestock water. Livestock (specifically dairy cattle) should not be adversely affected if the concentration of tributyltin in their water does not exceed 250 $\mu g \cdot L^{-1}$ and if the concentration of triphenyltin in water does not exceed 800 $\mu g \cdot L^{-1}$. There were sufficient data to develop an interim water quality guideline of 250 $\mu g \cdot L^{-1}$ tricyclohexyltin for the protection and maintenance of livestock water.

X.2.5.2.2 Rationale

The Canadian water quality guidelines for livestock water were based on the estimated maximum water intake of dairy cattle. The following calculation was performed in order to derive a guideline for tributyltin for the protection and maintenance of livestock water:

$$\text{Canadian Water Quality Guideline} = [(3 mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1} \times 0.1 \times 820 kg) / 200 L \cdot d^{-1}] \times 20\%$$

In the above calculation, 3 $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ is the lowest-observed-effect dosage published in experiments on rats (Mushak *et al.* 1982), 0.1 is the safety factor to allow for lifetime exposure (CCREM 1987), 820 kg is the maximum body weight of dairy cattle (W. Buckley, Agriculture Canada, pers. com.), and 200 $L \cdot d^{-1}$ is the maximum daily water intake. Because livestock may also be exposed to tributyltin through food sources or other exposure routes, an assumed percentage of daily exposure through ingestion of drinking water of 20% is used in the calculation (NAS 1977). Thus, the derived Canadian Water Quality Guideline for tributyltin for the protection and maintenance of livestock is 0.25 $mg \cdot L^{-1}$ (250 $\mu g \cdot L^{-1}$) tributyltin.

The most sensitive long-term response to triphenyltin was observed in guinea pigs exposed to triphenyltin acetate in their diet for a period of 2 years (Bock 1981). In this study, significant histopathological changes were observed in the cells of the liver and heart at 10 $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ triphenyltin. Using this value as the maximum daily intake and the guideline derivation procedure described above for tributyltin, a Canadian Water Quality Guideline for livestock water of 0.8 $mg \cdot L^{-1}$ (800 $\mu g \cdot L^{-1}$) triphenyltin is recommended.

The LOEL for tricyclohexyltin is 3 $mg \cdot kg^{-1}$ as determined in a 2-year dietary study on dogs (McCollister and Schober 1975). Using the results of this study and the guideline derivation method described above for tributyltin, an interim Canadian Water Quality Guideline of 0.25 $mg \cdot L^{-1}$ (250 $\mu g \cdot L^{-1}$) tricyclohexyltin is recommended for the protection and maintenance of livestock water.

X.2.6 Industrial Water Supplies

X.2.6.1 Guideline

To date, there is no indication that organotin compounds pose a threat to industrial water supplies. However, until a survey of industry requirements regarding water quality is conducted, development of Canadian water quality guidelines for industrial water supplies cannot be attempted. Such a survey is under way, and guideline development for this water use is planned for a future date.

X.2.7 Parameter-specific Background Information

X.2.7.1 Uses and Production

Organotins are characterized by the presence of at least one covalent Sn–C bond. The general chemical formula is R_nSnX_{4-n}, where n=1–4, R = an alkyl or aryl, and X = an associated anion. Depending on the number of organic substituents, organotins are classified as mono-, di-, tri-, or

Table X-1. Major Uses of Organotin Compounds in Canada

Compound	Use
Dibutyltin bis(isooctylmercaptoacetate)	Stabilizer for polyvinyl chloride used in siding, eavestroughs, and soffits
Dibutyltin dilaurylmercaptide	Polyurethane foam catalyst; feed additive
Stannous 2-ethylhexoate[1]	Polyurethane fo :m catalyst
Dibutyltin oxide	Precursor for dibutyltin dilaurate
Dibutyltin diacetate	Catalyst for flexible foams
Dibutyltin dilaurate	Chicken feed additive; catalyst for urethanes; esterification catalyst
Bis(tributyltin) oxide in fabrics	Slimicide in cooling water towers; biocide for antifouling paint; wood preservative; bactericide
Tributyltin fluoride	Biocide for antifouling paint until 1989 in Canada
Tributyltin chloride	Bactericide and fungicide used during leather manufacturing; wood preservative
Tributyltin maleate	Bactericide and fungicide in fabrics, adhesives, and latex emulsions
Tributyltin methacrylate	Biocide for antifouling paints; bactericide and fungicide in fabrics and leather
Dioctyltin maleate	Stabilizer for rigid polyvinyl chloride pipe for potable water supplies
Dioctyltin bis(isooctylmercaptoacetate)	Stabilizer for plastics used in food packaging
Fenbutatin oxide	Acaricide

[1]Not a true organotin as defined in Jones *et al.* (1982).

Source: Jones *et al.* (1982), with additional information from C. Ranger, 1989, Pesticides Directorate Ottawa, Agriculture Canada, pers. com., and R.J. Maguire, 1990, National Water Research Institute, Burlington, Ont., pers. com.

tetraorganotins. Organic moieties in organotin compounds may include methyl, ethyl, propyl, butyl, octyl, phenyl, cyclohexyl, and benzyl groups, whereas the associated anions are usually chloride, fluoride, oxide, hydroxide, carboxylate, acetate, or thiolate.

Although the first organotins were synthesized in the mid-1800s, widespread application as stabilizers in transformer oils and plastics did not accur until the 1930s. The uses of organotins were extensively reviewed by Blunden *et al.* (1985). Today there are three major areas of utilization: (1) heat stabilizers for polyvinyl chloride (PVC) polymers, (2) industrial and agricultural biocides, and (3) industrial catalysts in chemical reactions (Snoeij *et al.* 1987). Of these, use as a stabilizer of polyvinyl chloride polymers accounts for more than two-thirds of world production (Zuckerman *et al.* 1978).

The biocidal properties of triorganotins have been recognized since 1954. Tripropyltin, tributyltin, and triphenyltin compounds have strong fungicidal and bactericidal properties. Bis(tributyltin) oxide is used extensively in wood preservatives, marine antifouling paints, and industrial cooling water disinfectants and for slime control in paper mills (Jones *et al.* 1987). Triphenyltin and tributyltin compounds are toxic to molluscs and have been used to control the gastropod intermediate hosts of human parasitic diseases. Triphenyltin compounds are also important agricultural fungicides because of their specific toxicity to major plant fungi that infect potatoes and sugar beets. Tricyclohexyltin and triphenyltin compounds are also used against photophagous mites and ticks in orchards (Snoeij *et al.* 1987).

Of the many types of organotins used in large quantities in Canada (Table X-1), only dibutyltin dilaurate has been manufactured here (NRCC 1985). In 1981, 1982, and 1983, imports of organotin compounds, except bis-(tributyltin) oxide, were reported to be 296, 287, and 997 t, respectively. Imports of bis(tributyltin) oxide were 30 and 12 t in 1981 and 1982,respectively (Statistics Canada 1983, 1984). More recent information on organotin consumption is not available, so current trends cannot be estimated. Unpublished information of organotin antifoulants indicates that import and use of organotins as antifoulants have been reduced during the past 2 years as a result of regulatory actions under the Pest Control Products Act.

X.2.7.2 Sources and Pathways for Entering the Aquatic Environment

Little information exists regarding the quantities of organotins entering the aquatic environment in Canada from processing, use, and disposal activities. Entry of fenbutatin oxide that is used in crop protection in Canada into surface water environments is not considered significant because of its limited usage, its strong adsorption to soil particles, and a high air dilution factor (Bock 1981; NRCC 1985; R.J. Maguire, 1990, National Water Research Institute, Burlington, Ont., pers.com.). Although the major use of organotins in Canada is for heat stabilization of products containing polyvinyl chloride, the greatest potential for direct input to the aquatic environment is from direct organotin usage as biocides in water. Several organotin compounds are routinely used in paints as preservatives against water damage and fouling biological growths on exposed underwater surfaces. The widespread use of organotin-based antifouling paints on boat hulls and to protect lobster traps and fishing nets has resulted in elevated concentrations of these compounds in freshwater, estuarine, and marine environments (Maguire *et al.* 1982, 1985, 1986; Maguire 1984, 1986; NRCC 1985; Anderson and Dalley 1986; Bailey 1986; Champ 1986; Laughlin and Linden 1987; Clark *et al.* 1988). Mandatory registration of antifoulants under the Pest Control Products Act has resulted in reductions in the volume of use of organotins as antifoulants and in the banning of uses on nets and on lobster traps.

The amount of organotins entering the environment in the United States in 1976 was estimated to be 4775 t, primarily from landfills, but including approximately 91 t of tri-organotin biocides per year (Laughlin and Linden 1985). The release rate of tributyltin from ship hulls to the water was estimated by laboratory studies to range from less than 0.1 to 1.9 $\mu g \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1}$. *In situ* measurements of tributyltin release rates from U.S. Navy ship hulls have been found to range from 0.33 to 2.8 $\mu g \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1}$ depending on the paint formula and the location of the ships (Lieberman *et al.* 1985).

Organotins also enter the environment through incineration of organotin-containing waste materials, glass coating operations, leaching from buried material containing organotins, and leaching from organotin-stabilized polyvinyl chloride (Eisler 1989).

X.2.7.3 Environmental Concentrations

X.2.7.3.1 Methyltins

Methyltin compounds, which result from anthropogenic sources as well as biotic and abiotic methylation of inorganic tin, have been detected in a variety of natural waters, sediments, and biota (NRCC 1985). The maximum concentrations found in Canada for monomethyltin (1.22 $\mu g \cdot L^{-1}$ in Kingston Harbour), dimethyltin (0.32 $\mu g \cdot L^{-1}$ in Kingston Harbour), and trimethyltin (0.248 $\mu g \cdot L^{-1}$ in Vancouver Harbour) (Maguire *et al.* 1982, 1986) were similar to, or higher than, the levels found in relatively polluted sites such as Chesapeake Bay (Jackson *et al.* 1982) and the Rhine River (Byrd and Andreae 1982). In general, methyltin concentrations were much higher near harbours, marinas, or areas of industrial activity.

Sediments of selected freshwater bodies in Canada were surveyed by Maguire *et al.* (1986). Monomethyltin levels were found to be relatively low in Montreal Harbour (23 $\mu g \cdot kg^{-1}$), Lac-St-Louis (11 $\mu g \cdot kg^{-1}$), and Vancouver Harbour (nd–23 $\mu g \cdot kg^{-1}$). However, monomethyltin concentrations in several New Brunswick harbour sediments were higher (up to 19 360 $\mu g \cdot kg^{-1}$) than those found in the most polluted sites in the Mediterranean Sea (up to 10.6 $\mu g \cdot kg^{-1}$) (Tugrul *et al.* 1983). In the Canadian sediment survey, Maguire *et al.* (1986) found that concentrations of dimethyltin ranged from below the detection limit to 200 $\mu g \cdot kg^{-1}$ and that concentrations of trimethyltin ranged from below the detection limit to 900 $\mu g \cdot kg^{-1}$.

There is little evidence of biomagnification of methyltins in aquatic biota. For example, in the study by Tugrul *et al.* (1983), dimethyltin concentrations ranged from 0.5 to 37 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dry weight in marine plants, 0.2 to 18 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dry weight in limpets, and 2.6 to 2.9 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dry weight in fish. The same trend was evident with trimethyltin (Tugrul *et al.* 1983) and tetramethyltin (Seidel *et al.* 1980). In the only survey of methyltin concentrations in Canadian aquatic biota, Chau *et al.* (1984) found that monomethyltin levels in fish from several Lake Ontario harbours ranged from 250 to 990 $\mu g \cdot kg^{-1}$ wet weight.

X.2.7.3.2 Butyltins

Tributyltin compounds occur at high concentrations in water, sediments, and biota associated with harbour locations. In 10% of freshwater samples from 265 locations across Canada, tributyltin was found at levels greater than or equal to 0.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Maguire 1987, 1989). In the United States, tributyltin concentrations ranged up to 0.16 $\mu g \cdot L^{-1}$ in San Francisco Bay, 0.8 $\mu g \cdot L^{-1}$ in Chesapeake Bay, 1.0 $\mu g \cdot L^{-1}$ in San Diego Bay, and 0.27 $\mu g \cdot L^{-1}$ in Honolulu Harbor (Federal Register 1988).

Dibutyltin was found in about 10% of all subsurface water samples collected in Canada (Maguire 1989). The presence of dibutyltin in these samples could be the result of either direct input from its use as a polyvinyl chloride stabilizer tributyltin degradation. The latter case is more likely, as dibutyltin was found primarily in areas where tributyltin was found (e.g., harbours, marinas). Monobutyltin was also found in about 10% of the subsurface water samples taken in Canada (Maguire 1989), likely due to dibutyltin degradation.

Sediments (the top 2 cm) from Vancouver Harbour have been found to contain up to 25 900 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dry weight as tributyltin, up to 16 200 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dry weight as dibutyltin, and up to 7095 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dry weight as monobutyltin (Maguire *et*

al. 1986). The butyltin levels found in this harbour and in several other Canadian harbours (e.g., Esquimalt Harbour, B.C.) were at least an order of magnitude higher than the levels found in several of the most contaminated sites worldwide.

Few studies have been conducted in Canada to determine butyltin levels in aquatic biota. In Vancouver Harbour, tri-, di-, and monobutyltin concentrations of 580, 98, and 90 $\mu g \cdot kg^{-1}$ wet weight, respectively, were found in fish samples (Maguire *et al.* 1986). In Nanoose Bay, B.C., tributyltin concentrations as high as 1800 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dry weight were found in oyster tissue samples; at this location, the major source of tributyltin was from salmon nets treated with tributyltin as a marine growth retardant (Harding and Kay 1988).

Entry of tributyltins into bivalves is enhanced by their mode of feeding, which involves passing currents of water over gill membranes and collecting the particulate matter from the water. Thus, organotins both dissolved in water and adsorbed to particulate materials have the potential to be taken up by the gill apparatus and the intestinal tract.

Maguire (1984) found tributylmethyltin (Bu_3MeSn) and dibutyldimethyltin (Bu_2Me_2Sn) in the sediments of four harbours in Ontario. No other organotin compounds (e.g., phenyltins, cyclohexyltins) have been reported thus far.

X.2.7.4 Forms and Fate in the Aquatic Environment

The persistence and fate of organotins in the aquatic environment are a function of such factors as the aqueous solubility and vapour pressure of the compound, adsorption to suspended matter and to sediments, and abiotic and biotic methylation and demethylation. The solubility of organotin compounds in water generally ranges from 5 to 50 $mg \cdot kg^{-1}$ (Eisler 1989). The lower-weight compounds (e.g., methyltins) are the most soluble. In seawater, the presence of chloride reduces the solubility of tributyl- and triphenyltin compounds, probably as a result of the formation of covalent organotin chloride complexes (Blunden *et al.* 1985).

The degradation of an organotin compound may be defined as the sequential removal of the alkyl or aryl groups attached to the tin atom:

$$R_4Sn \rightarrow R_3SnX \rightarrow R_2SnX_2 \rightarrow RSnX_3 \rightarrow SnX_4$$

Thus, the degradation process involves the breaking of a Sn–C bond rather than the breaking of a Sn–X anion bond. Anion exchange gives a false impression of degradation kinetics when what is significant is the loss of alkyl or aryl groups (Maguire 1987); the nature of the anion has little effect on toxicity (Davies and Smith 1980).

In addition to chemical and biological degradation processes, persistence of organotin compounds may be affected by several physical processes (e.g., volatilization, adsorption to suspended solids and sediments, water flow) (Maguire 1987). Volatilization of the mono-, di-, or triorganotins is likely to be negligible because of the tendency for these compounds to strongly adsorb to suspended solids and sediments (Maguire and Tkacz 1985). Adsorption of organotins to suspended solids and sediments has the potential to be an important mechanism for their removal from the water column because of the high sediment–water partition coefficients of these compounds (e.g., tributyltin K_{oc} = 3370), (Cardwell 1988). However, toxic residues could be mobilized through desorption, sediment resuspension, or uptake by benthic biota (NRCC 1985).

X.2.7.4.1 Methyltins

Inorganic tin is the end product of organotin degradation in the aquatic environment. Inorganic tin has the potential to be methylated, producing mono-, di-, tri-, and tetramethyltin compounds that were not previously introduced to the area (Maguire *et al.* 1986). Chau *et al.* (1981) demonstrated that both Sn(II) and Sn(IV) underwent microbial transformation to methyltin compounds in fresh water. Gilmour *et al.* (1985, 1987) demonstrated that several bacterial cultures, most notably sulphate-reducing bacteria isolated from anoxic estuarine sediments, formed mono- and dimethyltin from inorganic tin, both in sediment and when isolated from sediment. Chemical methylation of inorganic Sn(II) has also been observed in water (Chau *et al.* 1981; Rapsomanikis and Weber 1985; Craig and Rapsomanikis 1985; Rapsomanikis *et al.* 1987; Ring and Weber 1988) and in water sediment–mixtures (Chau *et al.* 1981). Tetramethyltin rapidly volatilizes from the water column, but the importance of this removal process has not yet been quantified (Donard *et al.* 1987). A study by Ring and Weber (1988) indicated that sediment and seaweed may be important sinks for methyltins, although detailed adsorption/desorption studies remain to be done. No studies were found that documented depuration or metabolism rates of methyltins in aquatic biota.

X.2.7.4.2 Butyltins

The available evidence suggests that microbial degradation is the major breakdown pathway for butyltins in the aquatic environment (Clark *et al.* 1988). Numerous studies are available that describe the biodegradation of tributyltin by microorganisms in natural water and sediments and in laboratory cultures (Maguire 1986; Olson and Brinckman 1986; Seligman *et al.* 1986a, 1986b; Sutter and Carey 1986; Walton *et al.* 1986; Lee *et al.* 1987; Hattori *et al.* 1988). Generally, biodegradation of tributyltin proceeds by sequential debutylation to di- and then monobutyltin and ultimately to inorganic tin. Photolysis, volatilization, photodegradation, and chemical degradation are less important environmental fate pathways (Maguire *et al.* 1983; Maguire 1986; Cardwell and Sheldon 1986; Hinga *et al.* 1987) .

Several freshwater and marine aquatic fish (e.g., *Cyprinodon variegatus*, *Oncorhynchus mykiss*, *Leistomus*

canthurus, and *Cyprinus carpio*), invertebrates (e.g., *Penaeus aztecus* and *Callinectes sapidus*), a diatom (*Skeletonema costatum*), and an algae (*Ankistrodesmus falcatus*) have been reported to metabolize tributyltin (Ward *et al.* 1981; Maguire *et al.* 1984; Lee 1986; Lee *et al.* 1987; Tsuda *et al.* 1988; Martin *et al.* 1989). The breakdown products included dibutyltin, monobutyltin, inorganic tin, hydroxybutyldibutyltin, and several polar metabolites. The half-life for tributyltin metabolism in a freshwater green alga (*Ankistrodesmus falcatus*) was reported to be 25 d (Maguire *et al.* 1984).

X.2.7.4.3 Phenyltins

In general, little is known of the environmental fate and behaviour of the phenyltin compounds in the aquatic environment. In surface waters to a depth of approximately 0.5 m, it is probable that photolysis will be the major degradation pathway for triphenyltin (Soderquist and Crosby 1980). The major degradation pathway for triphenyltin in waters or sediments not directly exposed to light is likely to be aerobic biodegradation (Smith 1981). Microbial degradation of triphenyltins in soil is usually rapid, although the actual rate is dependent on the type of soil and triphenyltin compound applied. Generally, complete degradation of triphenyltin acetates and hydroxides occurs within 12–240 h (Barnes *et al.* 1973).

X.2.7.4.4 Other Organotins

NRCC (1985) summarized the available fate and behaviour information for organotins other than the methyltin, butyltin, and phenyltin groups of compounds. In general, little information was available. Mazayev *et al.* (1976) found that diethyltin had a half-life of 1.5 d in pond water and 2.5 d in a pond water–sediment mixture. The corresponding half-lives for dioctyltin were 6.2 and 1.9–4.7 d, respectively. Mono-, di-, and tricyclohexyltins undergo photolytic degradation in water to cyclohexanol and cyclohexanone (Smith *et al.* 1976).

X.2.8 References

Abel, R., R.A. Hathaway, N.J. King, J.L. Vosser and T.G. Wilkinson. 1987. Assessment and regulatory actions for TBT in the UK. *In* Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1314–1319.

Anderson, C.D. and R. Dalley. 1986. Use of organotins in antifouling paints. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1108–1113.

Bailey, W.A. 1986. Assessing impacts of organotin paint use. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1101–1106.

Barnes, R.D., A.T. Bull and R.C. Poller. 1973. Studies on the persistence of the organotin fungicide fentin acetate (triphenyltin acetate) in the soil and on surfaces exposed to light. Pestic. Sci. 4(3): 305–317.

Beaumont, A.R. and P.B. Newman. 1986. Low levels of tributyltin reduce growth of marine micro-algae. Mar. Pollut. Bull. 17(10): 457–461.

Blunden, S.J. and A.H. Chapman. 1982. The environmental degradation of organotin compounds—A review. Environ. Technol. Lett. 3(6): 267–272.

Blunden, S.J., P.A. Cusack and R. Hill. 1985. The Industrial Uses of Tin Chemicals. Royal Society of Chemistry, London. 337 pp.

Bock, R. 1981. Triphenyltin compounds and their degradation products. Residue Rev. 79: 1–270.

Braman, R.S. and M.A. Tompkins. 1979. Separation and determination of nanogram amounts of inorganic tin and methyltin compounds in the environment. Anal. Chem. 51(1): 12–19.

Brooks, L.T., D.J. Call, S.H. Poirier, T.P. Markee, C.A. Lindberg, D.J. McCauley and P.G. Simonson. 1986. Acute toxicity and chronic effects of bis(tributyltin) oxide to several species of freshwater organisms. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin–Superior, Wis.

Bryan, G.W., P.E. Gibbs, L.G. Hummerstone and G.R. Burt. 1986. The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: Evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 66: 611–640.

Bushong, S.J., M.C. Ziegenfuss, M.A. Unger and L.W. Hall, Jr. 1990. Chronic tributyltin toxicity experiments with Chesapeake Bay copepod, *Acartia tonsa*. Environ. Toxicol. Chem. 9: 359–366.

Byrd, J.T. and M.O. Andreae. 1982. Tin and methyltin species in seawater: Concentrations and fluxes. Science 218(4572): 565–569.

Cardwell, R.D. 1988. Fate and effects of tributyltin in the marine environment: An update on knowledge. Paper presented at Puget Sound Research, the first annual meeting, Seattle, Wash., 18–19 March.

Cardwell, R.D. and A.W. Sheldon. 1986. A risk assessment concerning the fate and effects of tributyltins in the aquatic environment. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1117–1129.

CCREM (Canadian Council of Resource and Environment Ministers). 1987. Canadian Water Quality Guidelines. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines.

Champ, M.A. 1986. Organotin symposium: Introduction and overview. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C.

Champ, M.A. and D.F. Bleil. 1988. Research needs concerning organotin compounds used in antifouling paints in coastal environments. U.S. Department of Commons, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Pollution Program Office, Rockville, Md., March.

Chau, Y.K., P.T.S. Wong, O. Kramar and G.A. Bengert. 1981. Methylation of tin in the aquatic environment. *In* Heavy Metals in the Environment. International Conference, Amsterdam, September.

Chau, Y.K., R.J. Maguire, P.T.S. Wong, B.A. Glen, G.A. Bengert and R.J. Tkacz. 1984. Occurrence of Methyltin and Butyltin Species in Environmental Samples in Ontario. National Water Research Institute Report No. 8401. Canada Centre for Inland Waters, Environment Canada, Burlington, Ont.

Clark, E.A., R.M. Sterritt and J.N. Lester. 1988. The fate of tributyltin in the aquatic environment. Environ. Sci. Technol. 22(6): 600–604.

Clark, J.R., J.M. Patrick, Jr., L.C. Moore and E.M. Lores. 1987. Waterborne and sediment-source toxicities of six organic chemicals to grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) and amphioxus (*Branchiostoma caribaeum*). Arch. Environ. Contam.

Toxicol. 16: 401–407.
Cleary, J.J. 1990. Organotins in coastal waters of southwest England: An assessment of environmental recovery. *In* Proceedings of the 3rd International Organotin Symposium, Monaco, 17–19 April. pp. 218–221.
Cooney, J.J. 1988. Microbial transformations of tin and tin compounds, J. Ind. Microbiol. 3: 195–204.
Cotta-Ramusino, M. and A. Doci. 1987. Acute toxicity of Brestan and Fentin acetate on some freshwater organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 38: 647–652.
Craig, P.J. and S. Rapsomanikis. 1985. Methylation of tin and lead in the environment: Oxidative methyl transfer as a model for environmental reactions. Environ. Sci. Technol. 19: 726–730.
Davidson, B.M., A.O. Valkirs and P.F. Seligman. 1986a. Acute and chronic effects of tributyltin on the mysid *Acanthomysis sculpta* (Crustacea, Mysidacea). NOSC-TR-1116 or AD-A175-294-8. National Technical Information Service, Springfield, Va.
Davidson, B.M., A.O. Valkirs and P.F. Seligman. 1986b. Acute and chronic effects of tributyltin on the mysid *Acanthomysis sculpta* (Crustacea, Mysidacea). *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp.1219-1225.
Davies, A.G. and P.J. Smith. 1980. Recent advances in organotin chemistry. Adv. Inorg. Chem. Radiochem. 23: 1–77.
Donard, O.F.X., F.T. Short and J.H. Weber. 1987. Regulation of tin and methyltin compounds by the green alga *Enteromorpha* under simulated estuarine conditions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 140–145.
Eisler, R. 1989. Tin hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Biological Report 86(1.15), Contaminant Hazard Reviews Report No. 15. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior. 83 pp.
Federal Register. 1988. Tributyltin antifoulants; Notice of intent to cancel; Denial of applications for registration; Partial conclusion of special review. October 4, 1988. Fed. Regist. 53: 39022–39041.
Federal Register. 1989. Water quality criteria; Request for comments. June 1, 1989. Fed. Regist. 54: 23529–23531.
Gibbs, P.E., P.L. Pascoe and G.R. Burt. 1988. Sex change in the female dog-whelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 68: 715–731.
Gilmour, C.C., J.H. Tuttle and J.C. Means. 1985. Tin methylation in sulfide bearing sediment. *In* Marine and Estuarine Geochemistry. A.C. Sigleo and A. Hattori (eds.). Lewis Publ., Inc., Chelsea, Mich. pp. 239–258. (Cited in Cooney 1988.)
Gilmour, C.C., J.H. Tuttle and J.C. Means. 1987. Anaerobic microbial methylation of inorganic tin in estuarine sediment slurries. Microb. Ecol. 14: 233–242.
Gras, G. and J.-A. Rioux. 1965. Relation entre la structure chimique et l'activité insecticide des composés organiques de l'étain (essai sur les larves de *Culex pipiens pipiens* L.). Arch. Inst. Pasteur Tunis 42(1): 9–22.
Hall, L.W., Jr., S.J. Bushong, M.C. Ziegenfuss, W.E. Johnson, R.L. Herman and D.A. Wright. 1988. Chronic toxicity of tributyltin to Chesapeake Bay biota. Water Air Soil Pollut. 39: 365–376.
Harding, L. and B. Kay. 1988. Levels of organotin in water, sediments and oysters (*Crassostrea gigas*) from Nanoose Bay, B.C. Pacific and Yukon Region, Environmental Protection, Environment Canada, West Vancouver, B.C. 9 pp.
Hattori, Y., A. Kobayashi, K. Nonaka, A. Sugimae and M. Nakamoto. 1988. Degradation of tributyltin and dibutyltin compounds in environmental waters. Water Sci. Technol. 20(6–7): 71–76.
Health and Welfare Canada. 1989. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Prepared by the Federal–Provincial Subcommittee on Drinking Water of the Federal–Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health.
Hinga, K.R., D. Adelman and M.E.Q. Pilson. 1987. Radiolabelled butyltin studies in the MERL enclosed ecosystems. *In* Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society. Washington, D.C. pp. 1416–1419.
Jackson, J.A., W.R. Blair, F.E. Brinckman and W.P. Iverson. 1982. Gas-chromatographic speciation of methylstannanes in the Chesapeake Bay using purge and trap sampling with a tin-selective detector. Environ. Sci. Technol. 16(2): 110–119.
Jarvinen, A.W., D.K. Tanner, E.R. Kline and M.L. Knuth. 1988. Acute and chronic toxicity of triphenyltin hydroxide to fathead minnows (*Pimephales promelas*) following brief and continuous exposure. Environ. Pollut. 52: 289–301.
Jones, P.A., M.F. Millson, D.C. McBain and J.A. Ruddick. 1982. Organotins in the Canadian Environment: A Synopsis. EPS 3-EC-82-1. Environmental Protection Service, Environment Canada. 9 pp.
Jones, P.A., R.J. Maguire and M.F. Millson. 1987. The Status of the Organotin Issue in Canada. NWRI Contribution #87-137. National Water Research Institute, Burlington, Ont. 14 pp.
Kline, E.R., A.W. Jarvinen and M.L. Knuth. 1989. Acute toxicity of triphenyltin hydroxide to three cladoceran species. Environ. Pollut. 56: 11–17.
Laughlin, R.B., Jr. 1987. Quantitative structure–activity studies of di- and triorganotin compounds. *In* QSAR in Environmental Toxicology—II. K.L.E. Kaiser (ed.). D. Reidel Publ. Co. pp. 189–206.
Laughlin, R.B., Jr., and O. Linden. 1985. Fate and effects of organotin compounds. Ambio 14(2): 88–94.
Laughlin, R.B., Jr., and O. Linden. 1987. Tributyltin—Contemporary environmental issues. Ambio 16(5): 252–256.
Laughlin, R.B., Jr., W. French, R.B. Johannesen, H.E. Guard and F.E. Brinckman. 1984. Predicting toxicity using computed molecular topologies: The example of triorganotin compounds. Chemosphere 13(4): 575–584.
Laughlin, R.B., Jr., W. French and H.E. Guard. 1985. On the correlation between acute and sublethal stress in mud crab larvae, *Rhithropanopeus harrisii*. The example of triorganotin compounds. *In* Marine Biology of Polar Regions and Effects of Stress on Marine Organisms. J.S. Gray and M.E. Christiansen (eds.). John Wiley & Sons Ltd. pp. 513–526.
Lawler, I.F. and J.C. Aldrich. 1987. Sublethal effects of bis(tri-n-butyl tin) oxide on *Crassostrea gigas* spat. Mar. Pollut. Bull. 18(6): 274–278.
Lee, R.F. 1986. Metabolism of bis(tributyltin)oxide by estuarine animals. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1182–1188.
Lee, R.F., A.O. Valkirs and P.F. Seligman. 1987. Fate of tributyltin in estuarine waters. *In* Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1411–1415.
Lieberman, S.H., V. Homer and P.F. Seligman. 1985. *In-situ* determination of butyltin release rates from anti-fouling coatings on navy test ships.Technical Report No. 1027. U.S. Naval Ocean Systems Center (NOSC), San Diego, Calif. 17 pp. (Cited in Champ and Bleil 1988).
Linden, E., B.-E. Bengtsson, O. Svanberg and G. Sundstrom. 1979. The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (*Albumus albumus*) and the harpacticoid *Nitocra spinipes*. Chemosphere 8(11/12): 843–851.
Maguire, R.J. 1984. Butyltin compounds and inorganic tin in sediments in Ontario. Environ. Sci. Technol. 18(4): 291–294.

Maguire, R.J. 1986. Review of the occurrence, persistence and degradation of tributyltin in freshwater ecosystems in Canada. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1252-1255.

Maguire, R.J. 1987. Environmental aspects of tributyltin. Appl. Organomet. Chem. 1: 475–498.

Maguire, R.J. 1989. Tributyltin in Canadian Waters. NWRI Contribution #89-103. National Water Research Institute, Burlington, Ont. 24 pp.

Maguire, R.J. and R.K. Tkacz. 1985. Degradation of tri-n-butyltin species in water and sediment from Toronto Harbour. J. Agric. Food Chem. 33: 947–953.

Maguire, R.J., Y.K. Chau, G.A. Bengert, E.J. Hale, P.T.S. Wong and O. Kramar. 1982. Occurrence of organotin compounds in Ontario lakes and rivers. Environ. Sci. Technol. 16(10): 698–702.

Maguire, R.J., J.H. Carey and E.J. Hale. 1983. Degradation of the tributyltin species in water. J. Agric. Food Chem. 31: 1060–1065.

Maguire, R.J., P.T.S. Wong and J.S. Rhamey. 1984. Accumulation and metabolism of tri-n-butyltin cation by a green alga, *Ankistrodesmus falcatus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 537-540.

Maguire, R.J., R.K. Tkacz and D.L. Sartor. 1985. Butyltin species and inorganic tin in water and sediment of the Detroit and St. Clair rivers. J. Great Lakes Res. 11(3): 320–327.

Maguire, R.J., R.J. Tkacz, Y.K. Chau, G.A. Bengert and P.T.S. Wong. 1986. Occurrence of organotin compounds in water and sediment in Canada. Chemosphere 15(3): 253–274.

Martin, R.C., D.G. Dixon, R.J. Maguire, P.V. Hodson and R.J. Tkacz. 1989. Acute toxicity, uptake, depuration and tissue distribution of tri-n-butyltin in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Aquatic Toxicol. 15: 37–52.

Mazayev, V.T., O.V. Golovanov, A.S. Igumnov and V.N. Tsay. 1976. The problem of the transformation of organic compounds in water. Gig. Sanit. 3: 17–20. (In Russian with English abstract.) (Cited in NRCC 1985.)

McCollister, D.D. and A.E. Schober. 1975. Assessing toxicological properties of organotin compounds. *In* Environmental Quality and Safety. Global Aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment, Vol. 4. Academic Press, New York, pp. 80–95.

Mueller, M.D. 1987. Comprehensive trace level determination of organotin compounds in environmental samples using high-resolution gas chromatography with flame photometric detection. Anal. Chem. 59(4): 617–623.

Mushak, P., M.R. Krigman, and R.B. Mailman. 1982. Comparative organotin toxicity in the developing rat: Somatic and morphological changes and relationship to accumulation of total tin. Neurobehav. Toxicol. Teratol. 4: 209–215.

NAS (National Academy of Sciences). 1977. Drinking Water and Health, Vol. 1. National Research Council, Washington, D.C.

NRCC (National Research Council of Canada). 1985. Organotin Compounds in the Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing Their Effects on Environmental Quality. NRCC Publ. No. 22494. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, Ottawa. 284 pp.

Olson, G.J. and F.E. Brinckman. 1986. Biodegradation of tributyltin by Chesapeake Bay microorganisms. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1196–1201.

OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1989. Parameters Listing System (PALIS). Drinking Water Section, Water Resources Branch, Toronto. 86 pp.

Pinkney, A.E., L.W. Hall, Jr., M.L. Lenkevich, D.T. Burton and S. Zeger. 1985. Comparison of avoidance responses of an estuarine fish, *Fundulus heteroclitus*, and crustacean, *Palaemonetes pugio*, to bis(tri-n-butyltin) oxide. Water Air Soil Pollut. 25: 33–40.

Rapsomanikis, S. and J.H. Weber. 1985. Environmental implications of methylation of tin(II) and methyltin(IV) ions in the presence of manganese dioxide. Environ. Sci. Technol. 19: 352–357.

Rapsomanikis, S., O.F.X. Donard and J.H. Weber. 1987. Methylation of tin(II) and lead(II) in sediment by carbanion donors. Appl. Organomet. Chem. 1: 115–118.

Ring, R.M. and J.H. Weber. 1988. Methylation of tin(II) by methyliodide under simulated estuarine conditions in the absence and presence of fulvic acid. Sci. Total Environ. 68: 225–239.

Schweinfurth, H.A. and P. Gunzel. 1987. The tributyltins: Mammalian toxicity and risk evaluation for humans. *In* Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1421–1431.

Seidel, S.L., V.F. Hodge and E.D. Goldberg. 1980. Tin as an environmental pollutant. Thalassia Jugosl. 16(2–4): 209–223.

Seligman, P.F., A.O. Valkirs and R.F. Lee. 1986a. Degradation of tributyltin in marine and estuarine waters. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1189–1195.

Seligman, P.F., J.G. Grovhoug and K.E. Richter. 1986b. Measurement of butyltins in San Diego Bay, CA: A monitoring strategy. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1289–1296.

Smith, B.S. 1981. Tributyltin compounds induce male characteristics on female mud snails *Nassarius obsoletus = Ilyanassa obsoleta*. J. Appl. Toxicol. 1(3): 141–144.

Smith, G.N., F.S. Fisher and R.J. Axelson. 1976. Volatilization and photodecomposition of Plictran miticide. J. Agric. Food Chem. 24(6): 1225–1229.

Snoeij, N.J., A.H. Penninks and W. Seinen. 1987. Biological activity of organotin compounds—An overview. Environ. Res. 44: 335–353.

Soderquist, C.J. and D.G. Crosby. 1980. Degradation of triphenyltin hydroxide in water. J. Agric. Food Chem. 28(1): 111–117.

Statistics Canada. 1983. Imports: Merchandise Trade, Commodity Detail 1980. Catalogue No. 65-207.

Statistics Canada. 1984. Imports: Merchandise Trade, Commodity Detail 1983. Catalogue No. 65-207.

Sutter, H.P. and J.K. Carey. 1986. Bioassay to determine detoxification of tri-n-butyltin oxide by species of *Phialophora*. Int. Biodeterior. Bull. 22(3): 195–200.

Thomas, T.E. and M.G. Robinson. 1987. Time course studies of short term N, P and Si uptake by *Amphora coffeaeformis* exposed to copper or tributyl-tin fluoride. Bot. Mar. 30:351–356.

Tsuda, T.,M. Wada, S. Aoki and Y. Matsui. 1988. Bioconcentration, excretion and metabolism of bis(tri-n-butyl) tin oxide and triphenyltin chloride by gold fish. Toxicol. Environ. Chem. 18: 11–20.

Tugrul, S., T.I. Balkas and E.D. Goldberg. 1983. Methyltins in the marine environment, Mar. Pollut. Bull. 14(8):297–303.

Valkirs, A.O., B.M. Davidson and P.F. Seligman. 1987. Sublethal growth effects and mortality to marine bivalves from long-term exposure to tributyultin. Chemosphere 16(1): 201–220.

Vighi, M. and D. Calamari. 1985. QSARs for organotin compounds on *Daphnia magna*. Chemosphere 14: 1925–1932.

Walsh, G.E. 1986. Organotin toxicity studies conducted with selected marine organisms at EPA's Environmental Research Laboratory, Gulf Breeze, Florida. *In* Oceans '86 Conference

Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1210-1212.
Walsh, G.E., L.L. McLaughlin, E.M. Lores, M.K. Louie and C.H. Deans. 1985. Effects of organotins on growth and survival of two marine diatoms, *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira pseudonana*. Chemosphere 14: 383–392.
Walsh, G.E., C.H. Deans and L.L. McLaughlin. 1987. Comparison of the EC_{50}s of algal toxicity tests calculated by four methods. Environ. Toxicol. Chem. 6:767–770.
Walton, R., C.M. Adema and P.F. Seligman. 1986. Mathematical modelling of the transport and fate of organotin in harbors. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1297–1301.
Ward, G.S., G.C. Cramm, P.R. Parrish, H. Trachman and A. Slesinger. 1981. Bioaccumulation and chronic toxicity of bis(tributyltin) oxide (TBTO): Tests with a saltwater fish. *In* Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. Fourth Conference. ASTM Spec. Tech. Publ. 737. D.R. Branson and K.L. Dickson (eds.). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pa. pp. 183-200.
Wester, P.W. and J.H. Canton. 1987. Histopathological study of *Poecilia reticulata* (guppy) after long-term exposure to bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO) and di-n-butyltindichloride (DBTC). Aquat. Toxicol. 10: 143–165.
Wong, P.T.S., Y.K. Chau, O. Kramar and G.A. Bengert. 1982. Structure–toxicity relationship of tin compounds on algae. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 483–488.
Zuckerman, J.J., R.P. Reisdorf, H.V. Ellis III and R.R. Wilkinson. 1978. Organotins in biology and the environment. *In* Organometals and Organometalloids, Occurrence and Fate in the Environment. F.E. Brinckman and J.J. Bellama (eds.). Am. Chem. Soc. Symp. Ser. No. 82. pp. 388–424.

X.3 HALOGENATED METHANES

Halogenated methanes are a large and heterogeneous group of halogenated hydrocarbons that have diverse chemical and physical properties. For the most part, their existence in the environment can be traced to anthropogenic sources. These compounds are used extensively in a variety of industrial, agricultural, and domestic applications throughout Canada and the United States. One group of halogenated methanes, the trihalomethanes, appears in the environment mainly as a result of chemical reactions between chlorine and naturally occurring humic substances in water, soils, and sediments (Bellar *et al.* 1974; Rook 1974). They are especially prevalent in water treatment plants, some sewage treatment operations, and pulp and paper mill industrial effluents.

The information presented in this section, which expands on Sections 6.3.4.4 and 6.3.4.7 of CCREM (1987), is specific to the following 10 halogenated methanes: chloroform, carbon tetrachloride, bromoform, methyl bromide, methyl chloride, methylene chloride, chlorodibromomethane, dichlorobromomethane, dichlorodifluoromethane, and trichlorofluoromethane.

X.3.1 Raw Water for Drinking Water Supply

X.3.1.1 Existing Drinking Water Guidelines

X.3.1.1.1 Trihalomethanes

Health and Welfare Canada (HWC 1978) proposed a maximum acceptable concentration (MAC) of 350 $\mu g \cdot L^{-1}$ for total trihalomethanes, including chloroform, bromoform, chlorodibromomethane, and dichlorobromomethane (Table X-2). However, this guideline is currently under review by Health and Welfare Canada (1989a, 1989b), and a new, lower guideline is expected (G. Wood, 1991, Health and Welfare Canada, Ottawa, pers. com.). The water quality objective for ambient water in Quebec, set by the Ministère de l'Environnement du Québec, is 0.19 $\mu g \cdot L^{-1}$. This corresponds to the concentration associated with an additional risk of developing cancer of 1 in 1 million persons who consume water and biota from this source.

The maximum contaminant level (MCL) for total trihalomethanes in drinking water set by the U.S. Environmental Protection Agency (EPA) is 100 $\mu g \cdot L^{-1}$, where total trihalomethanes is defined as the sum of the concentrations of chloroform, bromoform, chlorodibromomethane, and dichlorobromomethane (Calabrese 1983). The ambient water quality criterion for the protection of human health for each of these compounds is 0.19 $\mu g \cdot L^{-1}$. This level corresponds to a lifetime cancer risk of 1 in 1 million persons, based on the consumption of 2 L of drinking water and 6.5 g of fish and shellfish per day (U.S. EPA 1980a, 1990b). In the United States, bromoform is designated as a hazardous substance and is regulated by the Occupational Safety and Health Administration. It is also cited as a hazardous substance by the American Conference of Governmental Industrial Hygienists and the U.S. Department of Transportation.

The drinking water guideline set by the World Health Organization for chloroform is 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ (WHO 1984b). In the United Kingdom, current regulations specify that, for all water sources, the annual average concentration of chloroform in waters affected by discharges must not exceed 12 $\mu g \cdot L^{-1}$ (P.J. Corcoran, 1989, U.K. Department of the Environment, London, pers. com.).

X.3.1.1.2 Carbon Tetrachloride

Health and Welfare Canada has established a MAC of 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ for carbon tetrachloride in drinking water (HWC 1989a). In Quebec, the current ambient water quality objective for the consumption of fish (and water) is 0.4 $\mu g \cdot L^{-1}$, which is based on the U.S. EPA assessment that this level leads to an additional lifetime cancer risk of 1 in 1 million (I. Guay, 1990, Ministère de l'Environnement du Québec, Sainte Foy, pers com.).

In the United States, carbon tetrachloride has been designated as a hazardous substance under section 311(b)(2)(A) of the Federal Water Pollution Control Act and is further regulated by the Clean Water Act Amendments of 1977 and 1978. The MCL for carbon tetrachloride in drinking water is 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1984). The U.S. EPA has also recommended a maximum contamination level health goal (MCLHG), of 0 $\mu g \cdot L^{-1}$, which is defined as the level at which no adverse health effects can be expected to occur. For carbon tetrachloride, the ambient water quality criteria for the consumption of water and fish corresponding to the lifetime cancer risk levels of $1x10^{-5}$, $1x10^{-6}$, and $1x10^{-7}$ are 4 $\mu g \cdot L^{-1}$, 0.4 $\mu g \cdot L^{-1}$, and 0.04 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectively (U.S. EPA 1980b).

The World Health Organization has recommended a drinking water guideline of 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ for carbon tetrachloride (WHO 1984b). In the United Kingdom, regulations specify that, for all water sources, the annual average concentration of carbon tetrachloride in waters affected by discharges must not exceed 12 $\mu g \cdot L^{-1}$ (P.J. Corcoran, 1989, U.K. Department of the Environment, London, pers. com.).

X.3.1.1.3 Methyl Bromide and Methyl Chloride

In Canada, Health and Welfare Canada has not established guidelines for methyl bromide or methyl chloride (HWC 1989a, 1989b). This situation is true for most countries throughout the world. Although many countries adopt water quality standards set by the World Health Organization, this organization has yet to establish guidelines for methyl bromide or methyl chloride in drinking water. The Province of Quebec has adopted the criterion corresponding to a risk level of 10^{-6} set by the U.S. EPA for methyl chloride.

The U.S. EPA (1980a) has determined that, for maximum protection of human health from the potential carcinogenic effects of methyl bromide and methyl chloride, the ambient water concentrations should be zero. However, because a zero level may not be currently attainable, the following risk assessment applies. The levels that may result in an incremental increase of cancer risk of $1x10^{-5}$, $1x10^{-6}$, and $1x10^{-7}$, over a lifetime, are 1.9 $\mu g \cdot L^{-1}$, 0.19 $\mu g \cdot L^{-1}$, and 0.019 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectively.

X.3.1.1.4 Methylene Chloride

In Canada, the current MAC for methylene chloride in drinking water is 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ (HWC 1989a, 1989b). Water quality objectives for Quebec are those recommended by the U.S. EPA (1980a).

The U.S. EPA (1980a) determined that, for maximum protection of human health from the potential carcinogenic effects of methylene chloride, the ambient water concentration should be zero. A MCL of 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ has recently been proposed (U.S. EPA 1990a). The levels that may result in incremental increases of cancer risk in humans of $1x10^{-5}$, $1x10^{-6}$, and $1x10^{-7}$, over a lifetime, are 1.9 $\mu g \cdot L^{-1}$, 0.19 $\mu g \cdot L^{-1}$, and 0.019 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectively. In addition, the U.S. EPA has established health advisories for methylene chloride, which are not legally enforceable but are intended to indicate a potential health problem associated with the consumption of water containing methylene chloride. A lifetime health advisory for a 70-kg adult exposed to methylene chloride from drinking water alone is a concentration of 1750 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1987).

The State of California has an action limit concentration of 40 $\mu g \cdot L^{-1}$ in drinking water, which requires that remedial action be taken if this limit is exceeded (California State Department of Health Services undated).

X.3.1.1.5 Dichlorodifluoromethane

There are currently no guidelines or regulations in Canada that apply to dichlorodifluoromethane in drinking water or water for any other use. In the United States, the EPA Ambient Water Quality Criteria Document specifies that a zero level is desired to achieve the maximum protection of human health (U.S. EPA, 1980a). However, in 1981, dichlorodifluoromethane was removed from the U.S. list of toxic water pollutants, as there was no significant potential for exposure to dichlorofluoromethane in water because of its low solubility and high volatility, combined with low mammalian toxicity (U.S. EPA, 1981b).

X.3.1.1.6 Trichlorofluoromethane

The only guideline or regulation in Canada that applies to trichlorofluoromethane for any water use was for the Province of Quebec, which has adopted

the ambient water quality criteria recommended by the U.S. EPA (1980a). Guidelines or regulations have not been developed for trichlorofluoromethane in most countries. In the United States, the EPA Ambient Water Quality Criteria Document specified that a zero level is desired to achieve the maximum protection of human health (U.S. EPA 1980a). However, because it may not be possible to achieve this level for some time, a series of risk assessments is provided by the U.S. EPA. These are the same as those described above for methyl bromide, methyl chloride, and methylene chloride.

X.3.1.2 Canadian Exposure

There have been several cases of groundwater contamination from leachates associated with waste disposal sites and landfills in Canada. For example, leachates from a landfill site near Ottawa contaminated groundwater wells. It was estimated that over 244 kt of waste were released at this site between 1969 and 1980 (Graham Engineering Consultants, 1984). In 1981, a hydro geochemical survey of the site showed that leachates were causing serious contamination of an aquifer used as a local drinking water supply (Patterson *et al.* 1985). In a 1982 survey of the contaminated site, chloroform concentrations as high as 53 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ were detected in wells near the site, carbon tetrachloride concentrations were as high as 3650 $\mu g \cdot L^{-1}$; bromoform was detected in leachate at levels as high as 8400 $\mu g \cdot L^{-1}$, and methylene chloride concentrations up to 10 400 $\mu g \cdot L^{-1}$ were detected (Jackson *et al.* 1985). A 1988 survey of the landfill found concentrations of methylene chloride as high as 60 $\mu g \cdot L^{-1}$ in the outwash aquifer (Lesage *et al.* 1990).

Chloroform and other contaminants in drinking and surface waters are not routinely monitored by the federal government. In 1977, Health and Welfare Canada conducted a National Survey for Halomethanes in Drinking Water. These studies found that chloroform levels in drinking water ranged from below the detection limit (<0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$) to 121 $\mu g \cdot L^{-1}$, bromoform levels were generally below the detection limit (<0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$); chlorodibromomethane levels in drinking water ranged from below the detection limit (<0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$) to 6.5 $\mu g \cdot L^{-1}$, and dichlorobromomethane levels ranged from undetectable (<0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$) to 33 $\mu g \cdot L^{-1}$ (HWC 1977).

In Ontario, the Ontario Ministry of the Environment (OMOE 1983) implemented the Drinking Water Surveillance Program to provide current information on drinking water quality. Most water treatment plants throughout the province are now routinely monitored for trihalomethanes. Trihalomethane levels were compared prior to and following treatment at various water treatment plants in the province (OMOE 1989). In some cases, the chloroform levels in treated water were two to three orders of magnitude greater than levels in the untreated water. The data indicate that most facilities had chloroform levels below 0.50 $\mu g \cdot L^{-1}$ in the untreated water. In treated water, the highest level of chloroform found in Ontario was at the Brantford water treatment plant (430 $\mu g \cdot L^{-1}$). Several other municipalities had high chloroform levels, ranging from 253 to 360 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Carbon tetrachloride levels prior to and following treatment at various plants in Ontario were also reported (OMOE 1989). Although the water treatment process (primarily chlorination) had a significant effect on trihalomethanes, such as chloroform, there was little effect on carbon tetrachloride, as most facilities reported levels below 0.4 $\mu g \cdot L^{-1}$. A Metro Toronto plant had levels as high as 1.2 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Most water treatment facilities had bromoform levels below 1 $\mu g \cdot L^{-1}$; however, the Wallaceburg and Elmira plants had levels as high as 3.6 $\mu g \cdot L^{-1}$. Methylene chloride levels averaged about 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$, although the Grimsby plant had levels as high as 6 $\mu g \cdot L^{-1}$ (OMOE 1989).

In Ontario, chlorodibromomethane levels were usually below 0.3 $\mu g \cdot L^{-1}$ in untreated water supplies; however, Chatham and Sarnia had higher levels — 4.6 $\mu g \cdot L^{-1}$ and 2.6 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectively. Chlorodibromomethane levels in treated water ranged from 0.3 to 17.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (OMOE 1989).

Dichlorobromomethane levels in untreated waters in Ontario were usually below 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$. However, Chatham, Renfrew, and Sarnia had levels of 8.6 $\mu g \cdot L^{-1}$, 2.85 $\mu g \cdot L^{-1}$, and 4.4 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectively. Dichlorobromomethane levels increased significantly at the majority of locations following treatment and ranged from 2.15 to 64.7 $\mu g \cdot L^{-1}$ (OMOE 1989).

In another study, Otson (1987) examined nine municipal water treatment facilities in the Great Lakes basin and found methylene chloride levels of up to 19 $\mu g \cdot L^{-1}$. A definite seasonal variation was observed, as well as a positive correlation with chlorination levels. In a study of 30 Canadian water treatment plants, Otson *et al.* (1982) reported that one plant had detectable levels of methyl chloride (<5 $\mu g \cdot L^{-1}$).

Ayotte (1987) reported concentrations of trihalomethanes in raw and treated waters from Quebec in February and July of 1986. Chloroform levels ranged from 0.1 to 19.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ in raw water, from 3.2 to 175.0 $\mu g \cdot L^{-1}$ in treated water, and from 5.4 to 164.9 $\mu g \cdot L^{-1}$ in tap water. In most cases, bromoform levels were below the detection limit (<0.01 $\mu g \cdot L^{-1}$), with the highest concentration measured at 0.3 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Methylene chloride measurements ranged from 0.11 to 2.70 $\mu g \cdot L^{-1}$ in raw water, from 0.11 to 1.7 $\mu g \cdot L^{-1}$ in treated water, and from 0.18 to 1.70 $\mu g \cdot L^{-1}$ in tap water. Chlorodibromomethane levels ranged from 0.1 to 2.6 $\mu g \cdot L^{-1}$ in treated water and from 0.2 to 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ in tap water. Dichlorobromomethane levels ranged from 0.45 to 16.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ in treated water and from 0.64 to 17.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ in tap water.

In Nova Scotia, a Federal-Provincial Drinking Water Sources Toxic Chemical Study (O'Neill and MacKeigan 1987) measured chloroform levels in various municipal water treatment plants in 1985. This study found that chloroform concentrations ranged from 0.3 to 3.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ in raw water supplies and from 0.5 to 346.0 $\mu g \cdot L^{-1}$ in treated water. The data showed a seasonal variability in chloroform levels.

X.3.1.3 Water Treatment

Published reports concerning the removal of halogenated methanes by conventional treatment processes were not found. However, flocculation, sedimentation, and filtration during the treatment process can be used to reduce organic matter in the water, consequently reducing the halogenated methane levels in the finished drinking water (G. Wood, 1991, Health and Welfare Canada, Ottawa, pers. com.). It should be noted, however, that trihalomethanes are principally formed as a direct result of treatment processes involving chlorination.

X.3.2 Recreational Water Quality and Aesthetics

X.3.2.1 Guideline

At present, there is no information to indicate that recreational water quality and aesthetics would be impaired by the presence of low levels of halogenated methanes in water. For this reason, no water quality guidelines for this water use are recommended at this time.

Table X-2. Recommended Water Quality Guidelines for Halogenated Methanes

Compound	Water Uses					
	Raw Water for Drinking Water Supply	Recreational Water Quality and Aesthetics	Freshwater Aquatic Life	Irrigation	Livestock Water Supply	Industrial Water Supplies
Chloroform	ID	ID	2 $\mu g \cdot L^{-1}$ [a]	ID	ID	ID
Carbon Tetrachloride	5 $\mu g \cdot L^{-1}$	ID	13 $\mu g \cdot L^{-1}$ [a]	ID	5 $\mu g \cdot L^{-1}$ [a]	ID
Bromoform	ID	ID	ID	ID	ID	ID
Methyl Bromide	ID	ID	ID	ID	ID	ID
Methyl Chloride	ID	ID	ID	ID	ID	ID
Methylene Chloride	50 $\mu g \cdot L^{-1}$	ID	98 $\mu g \cdot L^{-1}$ [a]	ID	50 $\mu g \cdot L^{-1}$ [a]	ID
Dichlorobromomethane	ID	ID	ID	ID	ID	ID
Dibromochloromethane	ID	ID	ID	ID	ID	ID
Dichlorodifluoromethane	NRG	NRG	NRG	NRG	NRG	NRG
Trichlorofluoromethane	NRG	NRG	NRG	NRG	NRG	NRG

[a] Interim Water Quality Guideline.
ID Insufficient Data.
NRG No Recommended Guideline.

No information was found on the concentrations of halogenated methanes that would result in taste and odour problems in water. Similarly, no data were located on the levels of these substances that would cause tainting problems in edible fish tissues.

X.3.3 Freshwater Aquatic Life

X.3.3.1 Guidelines (Interim)

There are insufficient aquatic toxicity data to derive water quality guidelines for any of the 10 halogenated methanes examined in this document. There are, however, sufficient data to derive interim water quality guidelines of 2 $\mu g \cdot L^{-1}$, 13 $\mu g \cdot L^{-1}$, and 98 $\mu g \cdot L^{-1}$ for chloroform, carbon tetrachloride, and methylene chloride, respectively (see Table X-2).

X.3.3.2 Summary of Existing Guidelines

In the United States, the U.S. EPA (1980a) defines the acute toxicity level of chloroform for freshwater aquatic life as 28.9 $mg \cdot L^{-1}$ and the chronic toxicity level as 1240 $\mu g \cdot L^{-1}$. For the protection of freshwater aquatic life, Quebec has recommended an acute objective of 35.2 $mg \cdot L^{-1}$ carbon tetrachloride (I. Guay, 1990, Ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, pers. com.). For the long-term protection of aquatic life, the Quebec provincial objective is 59 $\mu g \cdot L^{-1}$, as established by the Michigan Department of Natural Resources in 1988 (I. Guay, 1990, Ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, pers. com.). No other guidelines were found in the literature.

X.3.3.3 Rationale

X.3.3.3.1 Chloroform

There are primary acute toxicity data for three freshwater fish species, including rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), bluegill (*Lepomis macrochirus*), and largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Of these, the most sensitive are the rainbow trout and the bluegill. The rainbow trout had 12-h, 24-h, 48-h, and 96-h LC_{50}s of 30.8, 23.1, 20.7, and 18.2 $mg \cdot L^{-1}$; bluegill had 12-h, 24-h, 48-h, and 96-h LC_{50}s of 21.6, 20.6, 19.1, and 18.2 $mg \cdot L^{-1}$, respectively (Anderson and Lusty 1980). The aquatic embryonic life stage of the spring peeper (*Hyla crucifer*) showed the greatest sensitivity to chloroform. In a short-term chronic test, a 7-d LC_{50} of 270 $\mu g \cdot L^{-1}$ and a 7-d EC_{10} of 18 $\mu g \cdot L^{-1}$ for teratogenesis were reported (Birge *et al.* 1980). The data of this study were classified as primary and correspond to the lowest-observed-effect level (LOEL) of chloroform found for any species. Chloroform was toxic to rainbow trout eggs and alevins (20 min after fertilization to 4 d after hatching) over a 27-d period at levels as low as 2030 $\mu g \cdot L^{-1}$ in soft water (Black *et al.* 1982) and 1240 $\mu g \cdot L^{-1}$ in hard water (Birge *et al.* 1979).

The only information available on the toxicity of chloroform to invertebrates was secondary data for waterfleas (*Daphnia magna*) (LeBlanc 1980; Abernethy *et al.* 1986) and the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) (Slooff *et al.* 1983). *Daphnia magna* was the most sensitive invertebrate species, with an LC_{50} of 29 $mg \cdot L^{-1}$ for a 48-h exposure (LeBlanc 1980).

Several sets of secondary data describe the toxicity of chloroform to aquatic plants. Bringmann and Kuhn (1978a) examined green algae (*Scenedesmus quadricauda*) and blue-green algae (*Anacystis aeruginosa*) and found blue-green algae to be the most sensitive species, with reduced cell growth at a concentration of 185 $mg \cdot L^{-1}$.

The combined primary aquatic vertebrate and secondary invertebrate and algal data support the derivation of an interim water quality guideline. The most sensitive species tested was the embryo of the spring peeper in a short-term chronic test, with an EC_{10} for teratogenic effects of 18 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Birge *et al.* 1980). The interim guideline is obtained by multiplying the EC_{10} by a safety factor of 0.1 (Appendix IX), which results in an interim water quality guideline of 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ chloroform for the protection of freshwater aquatic life.

X.3.3.3.2 Carbon Tetrachloride

Primary data exist on the acute toxicity of carbon tetrachloride to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and fathead minnow (*Pimephales promelas*). The 9-d LC_{50} for fathead minnow larvae was 4000 $\mu g \cdot L^{-1}$; the 27-d LC_{50} for rainbow trout larvae was 1970 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Black *et al.* 1982). There are also primary data on the acute toxicity of carbon tetrachloride to amphibians. Of the frog species, the larval stage of the bullfrog (*Rana catesbeiana*) exhibited the highest sensitivity to carbon tetrachloride. In a short-term chronic study, an 8-d LC_{50} of 900 $\mu g \cdot L^{-1}$ and an 8-d EC_{10} for teratogenesis of 133 $\mu g \cdot L^{-1}$ were reported (Birge *et al.* 1980).

All data that describe the toxicity of carbon tetrachloride to aquatic invertebrates are secondary data and are restricted to water flea (*Daphnia magna*) (Bringmann and Kuhn 1977; LeBlanc 1980) and hydra (*Hydra attenuata*) (Kudla 1984). Of these species, *H.*

attenuata exhibited the highest sensitivity to carbon tetrachloride.

Secondary data exist on the toxicity of carbon tetrachloride to blue-green algae (*Anacystis aeruginosa*) and green algae (*Scenedesmus quadricauda*) (Bringmann and Kuhn 1978a, 1980). Of these species, blue-green algae exhibited the highest sensitivity to carbon tetrachloride, with reduced population growth evident at a concentration of 105 $mg \cdot L^{-1}$.

The combined primary and secondary data support the derivation of an interim water quality guideline. The most sensitive species tested was the bullfrog, with an 8-d EC_{10} for teratogenesis of 133 $\mu g \cdot L^{-1}$. The interim guideline is obtained by multiplying the EC_{10} by a safety factor of 0.1 (Appendix IX), giving an interim water quality guideline of 13 $\mu g \cdot L^{-1}$ carbon tetrachloride for the protection of freshwater aquatic life.

X.3.3.3.3 Methylene Chloride

Primary data exist on the acute toxicity of methylene chloride to fathead minnow (*Pimephales promelas*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). The data for fathead minnow indicated that the larval and embryo life stages are the most sensitive to methylene chloride, with a 9-d LC_{50} of 34 $mg \cdot L^{-1}$ reported. In the case of rainbow trout, the 27-d LC_{50} for embryos and larvae was 13.2 $mg \cdot L^{-1}$ (Black *et al.* 1982). Several species of amphibians are also represented in the toxicological database for methylene chloride, including frogs (*Xenopus laevis, Rana catesbeiana, R. temporaria, R. pipiens, R. palustris, Bufo fowleri*) and a salamander (*Ambystoma gracile*). All data are classified as primary. An 8-d EC_{10} for teratogenesis of 981 $\mu g \cdot L^{-1}$ has been reported for the bullfrog (*R. catesbeiana*) (Birge *et al.* 1980).

For aquatic invertebrates, secondary data exist only for water flea (*Daphnia magna*) which has a 48-h EC_{50} for immobility of 136 $mg \cdot L^{-1}$ (Abernethy *et al.* 1986).

Existing data on the toxic effects of methylene chloride to blue-green algae (*Anacystis aeruginosa*) and three green algae (*Chlorella vulgaris, Chlamydomonas angulosa, and Scenedesmus quadricauda*) are classified as secondary. *Anacystis aeruginosa* exhibited the highest sensitivity, with reduced population growth observed during an 8-d exposure at a concentration of 550 $mg \cdot L^{-1}$ (Bringmann and Kuhn 1978b).

Population growth was adversely affected in the cryptomonad (*Chilomonas paramaecium*) at a concentration of >8000 $mg \cdot L^{-1}$ after a 48-h exposure in a study ranked as secondary (Bringmann *et al.* 1980).

The toxicity study on the cryptomonad (*Chilomonas paramaecium*) may be used in place of the required invertebrate study for the derivation of an interim guideline. Using this study, the combined primary and secondary data support the derivation of an interim water quality guideline. The most sensitive species tested was the bullfrog (embryo and larval stages), with an 8-d EC_{10} for teratogenesis of 981 $\mu g \cdot L^{-1}$. The interim guideline is obtained by multiplying the EC_{10} by a safety factor of 0.1 (Appendix IX), giving an interim water quality guideline of 98 $\mu g \cdot L^{-1}$ methylene chloride for the protection of freshwater aquatic life.

X.3.3.4 Data Gaps

Derivation of water quality guidelines for halogenated methanes for the protection of freshwater aquatic life will require additional toxicological data. For chloroform and carbon tetrachloride, additional primary data are needed for two invertebrate species from different classes, one of which must be planktonic, and for one aquatic vascular plant or algal species. For methylene chloride, additional primary data are required for at least two aquatic invertebrate species from different classes, one of which must be planktonic. Guidelines for bromoform, methyl bromide, methyl chloride, chlorodibromomethane, and dichlorobromomethane cannot be derived until a complete set of primary data, as defined by the CCME (1991), is available. It has been determined that, because of their rare occurrence in aquatic environments and their low levels of toxicity, guidelines are not needed at this time for dichlorodifluoromethane or trichlorofluoromethane.

X.3.4 Agricultural Water Uses

X.3.4.1 Irrigation

X.3.4.1.1 Guideline

There were insufficient data to derive Canadian water quality guidelines for any of the halogenated methane compounds for the protection and maintenance of irrigation water. The rare occurrences of dichlorodifluoromethane and trichlorofluoromethane in the aquatic environment indicate that guidelines for these substances are not required at this time.

X.3.4.2 Livestock Water Supplies

X.3.4.2.1 Guidelines (Interim)

A detailed literature search of mammalian toxicity data was not undertaken; however, a brief summary of mammalian toxicity data is given below. Until a

detailed assessment is undertaken, it is recommended that the drinking water MACs of 350 $\mu g \cdot^{-1}$ for trihalomethanes (chloroform, bromoform, chlorodibromomethane, dichlorobromomethane), 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ for carbon tetrachloride, and 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ for methylene chloride be adopted as interim livestock water supply guidelines (see Table X-2). The rare occurrences of dichlorodifluoromethane and trichlorofluoromethane in the aquatic environment indicate that guidelines for these substances are not required at this time.

X.3.4.2.2 Rationale

This section summarizes the reviewed mammalian toxicity data for chloroform, carbon tetrachloride, bromoform, methyl bromide, methylene chloride, chlorodibromomethane, and dichlorobromomethane.

The LD_{50} for chloroform administered orally to mice ranged from a low of 36 $mg \cdot kg^{-1}$ (Sax and Lewis 1989) to a high of 1750 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970). For adult rats, the LD_{50} ranged from 908 to 1875 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970; Sax and Lewis 1989). The acute oral dose for guinea pigs was found to be 820–1750 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970).

The LD_{50} for carbon tetrachloride administered orally to rats ranged from 2800 to 9770 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970; Sax and Lewis 1989). For rabbits, the LD_{50} was found to be 5760 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970). Mice have a somewhat higher LD_{50} range: 8263–9123 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970). Seven of nine lambs died within 10 d after they were administered 5 mL of 19% carbon tetrachloride in corn oil (Angus and Greig 1979).

The median oral LD_{50} for bromoform was found to range from 1400 $mg \cdot kg^{-1}$ for male mice to 1550 $mg \cdot kg^{-1}$ for female mice (Bowman *et al.* 1978). In rats, the oral LD_{50} ranged from 1147 $mg \cdot kg^{-1}$ in females to 1388 $mg \cdot kg^{-1}$ in males (Chu *et al.* 1982).

Cattle that were fed oat hay from a field that had been fumigated with methyl bromide developed signs of central nervous system toxicity (motor function incoordination) after 10–12 d of exposure. Bromide ion concentrations of 6800–8400 $mg \cdot kg^{-1}$ were measured in the hay (Knight and Reina-Guerra 1977).

The toxicity of methylene chloride to mammals has been studied primarily in rodents. Sax and Lewis (1989) reported an LD_{50} of 2136 $mg \cdot kg^{-1}$ for methylene chloride administered orally to rats.

Chlorodibromomethane toxicity data for mammals are quite limited. In one study by Bowman *et al.* (1978), the LD_{50} for male mice was found to be 800 $mg \cdot kg^{-1}$ (range 666–960 $mg \cdot kg^{-1}$) and that for female mice, 1200 $mg \cdot kg^{-1}$ (range 945–1524 $mg \cdot kg^{-1}$).

The median for dichlorobromomethane administered orally to adult Swiss IRC mice ranged from 450 $mg \cdot kg^{-1}$ (range 326–621 $mg \cdot kg^{-1}$) for males to 900 $mg \cdot kg^{-1}$ (range 811–999 $mg \cdot kg^{-1}$) for females (Bowman *et al.* 1978).

X.3.5 Industrial Water Supplies

X.3.5.1 Guideline

There were insufficient data to derive Canadian water quality guidelines for any of the halogenated methane compounds for the protection and maintenance of water for industrial uses. To date, there is no indication that halogenated methanes pose a threat to industrial water supplies. A survey of industrial requirements regarding water quality is necessary before the development of Canadian water quality guidelines for industrial water supplies can proceed.

X.3.6 Parameter-specific Information

X.3.6.1 Uses and Production

X.3.6.1.1 Chloroform

Chloroform, or trichloromethane, is a clear, colourless, nonflammable liquid that is highly volatile and only sparingly soluble in water (IARC 1979; The Merck Index 1989). Although chloroform was banned as an additive in human drug and cosmetic products in 1976 (Kirk and Othmer 1979), it is still used extensively in industrial and agricultural applications throughout Canada and the rest of the world. Chloroform is a common by-product of reactions of chlorine with humic substances in water, soils, and sediments (Bellar *et al.* 1974; Rook 1974). In industry, chloroform is used in the manufacture of fluorocarbon refrigerants, plastics, propellants, nonhuman anesthetics, sweeteners, fire extinguishers, electrical circuitry, and pharmaceuticals and is the primary ingredient in the manufacture of chlorodifluoromethane. It is used extensively as a general solvent for adhesives, pesticides, fats, oils, rubber, alkaloids, waxes, gutta-percha latex, resins, and cleaning agents (IARC 1979; Verschueren 1983; The Merck Index 1989). In agriculture, chloroform is a registered insecticidal fumigant for stored barley, oats, corn, popcorn, rice, wheat, rye, and sorghum (IARC 1979) and serves as a fungicide for tobacco seedlings (Stanford Research Institute 1975a).

The consumption of chloroform in Canada increased from 3.8 kt in 1977 to 5.6 kt in 1979 and has declined since then to a forecasted 3.6 kt in 1989. Chloroform has not been produced in Canada since 1978; it is therefore imported. Import patterns equal consumption patterns (Corpus Information Services 1989a).

X.3.6.1.2 Carbon Tetrachloride

Carbon tetrachloride is a clear, colourless, nonflammable, volatile liquid that is sparingly soluble in water. Carbon tetrachloride is a controlled substance under the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer. With the exception of chemical feedstock (Canada Gazette 1989, 1990), its use will be phased out in Canada by 1995 under regulations to be proposed under Canadian Environmental Protection Act (CEPA). In industry, carbon tetrachloride is used as a solvent for oils, fats, lacquers, varnishes, rubber, waxes, and resins. It has been used in the extraction of oil from flowers and seeds, in the recovery of tin from plating waste (IARC 1979), and to render benzene inflammable (Pearson and McConnell 1975; The Merck Index 1989). Its major use is in the manufacture of organic compounds, such as fluorocarbons. It is also used in the formulation of petroleum additives (IARC 1979), for metal degreasing, in the manufacture of semiconductors, as a solvent for rubber cement, and as a component in the synthesis of nylon-7 and other organic chlorination processes (Fishbein 1977; Hawley 1977). It is used in polymer technology as a catalyst, in organic synthesis for chlorination of organic compounds, in soap perfumes, and in insecticides (NIOSH/OSHA 1981). In agriculture, carbon tetrachloride is used as an insecticidal fumigant for grain and as a rodenticide (IARC 1979). It is used as a fire retardant in carbon disulphide and ethylene dichloride, which are used for the fumigation of grains such as barley, corn, oats, popcorn, rice, rye, sorghum, and wheat (Farm Chemicals Handbook 1986). In the United States, the U.S. EPA (1984) banned the use of carbon tetrachloride as a grain fumigant in 1986.

The consumption of carbon tetrachloride has remained fairly stable from 1977 to 1989, at 19.3–24.5 kt per year, except for a significant drop in 1980 and 1981 to 15 kt and 15.5 kt, respectively. There are two companies in Canada that produce carbon tetrachloride. Their production has ranged from a low of 15.5 kt in 1981 to 27.8 kt in 1988, with an average of 20.7 kt for the years 1977–1989. Imports of carbon tetrachloride have fluctuated from 0.0 kt in 1977 to 6.3 kt in 1984 and have since decreased to a forecasted 1.0 kt in 1989 (Corpus Information Services, 1989).

X.3.6.1.3 Bromoform

Bromoform, or tribromomethane, is a clear, colourless, nonflammable liquid that is sparingly soluble in water. Bromoform is used extensively in industrial and agricultural applications throughout the world (The Merck Index 1989). In industry, bromoform is used as a heavy liquid flotation agent for mineral separation, for separation-sedimentary petrographical surveys, for geological assays, and for the purification of materials such as quartz. It is used in condensation reactions in chemical and pharmaceutical synthesis and as a source of free radicals to initiate transformation of various compounds. Bromoform is used as an industrial solvent in liquid-solvent extractions for nuclear magnetic resonance studies. It is included as a flame retardant in cellulose and for microencapsulation. Bromoform is also used as a catalyst, initiator, or sensitizer in polymer production, irradiation reactions, and vulcanization of rubber. It is an ingredient in many pharmaceuticals and medicinal products (IARC 1979; NIOSH/OSHA 1981; Verschueren 1983; The Merck Index 1989).

No information was found on the consumption levels or production and import levels of bromoform in Canada. In the United States, bromoform is primarily used as a chemical intermediary; however, the proportion used in relation to all bromoform used is unknown. Production in the United States for 1975 was estimated to be less than 500 t (NAS 1978).

X.3.6.1.4 Methyl Bromide

Methyl bromide, or bromomethane, is a clear, colourless gas that is highly soluble in water. In industry, it is used as a solvent for degreasing wool and extracting oils from nuts, seeds, and flowers (The Merck Index 1989). It is also used extensively for insect and rodent control in commodity storage. Methyl bromide is applied to control termites in structures and as a pre-planting soil fumigant to control nematodes, insects, weed seeds, and fungi (Farm Chemicals Handbook 1986). It is used to sterilize foods for pest control in fruits, vegetables, dairy products, nuts, and grain (NIOSH/OSHA 1981). In the pharmaceutical industry, it is used as a methylating agent, especially for preparation of antipyrine and other pharmaceuticals (IARC 1986).

There was no information found on the consumption patterns or production and import levels of methyl bromide in Canada. In the United States, approximately 65% of all methyl bromide produced is used in soil fumigation, 15% is used in agricultural storage fumigation, 10% is used in chemical processes, and 10% is exported (NAS 1978). Production in the United States for 1972 and 1979 was 112 kt and 35 kt, respectively (NIOSH/OSHA 1981).

X.3.6.1.5 Methyl Chloride

Methyl chloride, or chloromethane, is a clear, colourless, highly flammable, volatile gas that is only slightly soluble in water (The Merck Index 1989). The primary industrial use of methyl chloride is as a chemical intermediary in the production of silicone resins and rubbers. In Canada, methyl chloride is primarily used for butyl rubber production. The second largest market is in the production of foamed polystyrene (styrofoam). It is also used in the production of quaternary amines for the domestic fabric softener industry (Corpus Information Services 1989c).

The consumption of methyl chloride increased 4.0 kt in 1977 to 5.7 kt in 1985, then decreased to a forecasted low of 3.9 kt in 1989. Canada now imports all of its needed supply of methyl chloride. Imports have fluctuated between 3.1 and 5.7 kt per year from 1977 to 1989 (Corpus Information Services 1989c).

X.3.6.1.6 Methylene Chloride

Methylene chloride, or dichloromethane, is a clear, colourless, nonflammable liquid that is highly volatile and somewhat soluble in water. In industry, methylene chloride is used in paint removers, as a solvent for degreasing, in plastics processing, as a blowing agent in foams, and as a solvent for cellular acetate. It is used as an extracting solvent for heat-sensitive fats, edible fats, cocoa, butter, and caffeine. For agriculture applications, methylene chloride is a registered insecticidal fumigant for stored grains (WHO 1984a).

The major markets in Canada for methylene chloride experienced growth between 1977 and 1985, with consumption increasing from 9.3 kt to 13.2 kt; consumption decreased thereafter, to a forecasted 10.1 kt in 1989. Canada does not produce methylene chloride, but it imports to meet its supply needs. Import patterns equal consumption patterns (Corpus Information Services, 1989).

X.3.6.1.7 Chlorodibromomethane

Chlorodibromomethane, or dibromochloromethane, is a clear, colourless liquid that is insoluble in water (U.S. EPA 1980a). It is not produced commercially to any extent, and its main use is as a research medium in laboratories. Chlorodibromomethane is produced naturally in the oceans by red algae (Su and Goldberg 1976) and anthropogenically in freshwater ecosystems as a product of water chlorination (Bellar *et al.* 1974; Rook 1974).

X.3.6.1.8 Dichlorobromomethane

Dichlorobromomethane, or bromodichloromethane, is a clear, colourless, nonflammable liquid that is sparingly soluble in water (U.S. EPA 1980a). It is produced commercially to a limited extent, its main use being as a research medium in laboratories (NAS 1978). In the oceans, red algae release dichlorobromomethane into seawater and into the air (Su and Goldberg 1976). In freshwater aquatic systems, dichlorobromomethane occurs as a product of water chlorination (Bellar *et al.* 1974; Rook 1974).

X.3.6.1.9 Dichlorodifluoromethane

Dichlorodifluoromethane, or difluorodichloromethane, is a clear, colourless gas that is virtually insoluble in water. It possesses little in the way of anesthetic or toxic properties. It is a controlled substance under the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer and under CEPA (Ozone Depleting Substances Regulations 1, 3; Canada Gazette 1989, 1990). In industry, dichlorodifluoromethane is used primarily as an aerosol propellant in insecticides, paints, adhesives, cosmetics, and cleaners. It is also used as a refrigerant, a blowing agent for cellular polymers, a foaming agent in fire-extinguishing aerosols, a quick-freezing agent, a solvent, and a working fluid in heat pumps (NIOSH/OSHA 1981).

There is currently no information available on the consumption patterns or production and import levels of dichlorodifluoromethane in Canada. However, it has been estimated that of the dichlorodifluoromethane produced in the United States in 1985, approximately 39% was used as refrigerants, 17% as foam blowing agents, 14% as solvents, 14% in fluoropolymers, and 2% as aerosol propellants (Chemical Profile 1986). The production of dichlorodifluoromethane in the United States decreased from 199 kt in 1972 (Stanford Research Institute 1975a) to 154 kt in 1984 (Chemical Products Synopsis 1984).

X.3.6.1.10 Trichlorofluoromethane

Trichlorofluoromethane, or trichloromonofluoromethane, is a clear, colourless liquid (below 23.7°C) that is virtually insoluble in water (The Merck Index 1989). Above 23.7°C, it is a clear, colourless gas. It is

inflammable and possesses little in the way of anesthetic or toxic properties (U.S. EPA 1980a). Trichlorofluoromethane is a controlled substance under the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer and under CEPA (Ozone Depleting Substances Regulations 1, 3; Canada Gazette 1989, 1990). In industry, trichlorofluoromethane is used primarily as a refrigerant and as an aerosol propellant in insecticides, paints, adhesives, cosmetics, and cleaners. It is also used as a blowing agent in various open and closed cell foams and occasionally as a solvent (Gamlen *et al.* 1986).

There was no information found on the consumption patterns or production and import levels of trichlorofluoromethane in Canada or the United States. However, Gamlen *et al.* (1986) estimated the 1983 worldwide production to be on the order of 3 kt.

X.3.6.2 Sources and Pathways for Entering the Aquatic Environment

X.3.6.2.1 Chloroform

Substantial quantities of chloroform are released into the environment on an annual basis. Inputs to the atmosphere account for 75% of the total environmental contamination (NAS 1978). However, both direct and indirect releases of chloroform to water sources account for a significant proportion of the remaining environmental input. Although estimates of chloroform released into the Canadian environment are not available, the U.S. EPA estimated the major releases of chloroform into the U.S. environment in 1980. Emissions into the atmosphere and water amounted to 12 100 and 400 t, respectively, from pulp and paper bleaching, and 3245 and 221 t from water chlorination, respectively; pharmaceutical extracts accounted for releases of 1525 t to the atmosphere, 275 t to water, and 290 t to land. Production of vinyl chloride and transportation and storage were estimated to release 16 t to water (Kayser *et al.* 1982).

X.3.6.2.2 Carbon Tetrachloride

Although estimates of carbon tetrachloride released into the Canadian environment are not currently available, the U.S. EPA estimated that the total worldwide release of carbon tetrachloride into the environment in 1978 was approximately 42 kt. The main sources of releases to the aquatic environment were carbon tetrachloride production and solvent uses, with up to 50 t and 110 t released to water respectively (Kayser *et al.* 1982).

X.3.6.2.3 Bromoform

There is little information currently available on the amount of bromoform that is released into the environment. The major source of bromoform contamination of aquatic ecosystems is the reactions of bromine and chlorine with humic and fulvic substances in soils, water, and sediments (Bellar *et al.* 1974; Rook 1974; NAS 1978). The process is one in which bromide ions, in the presence of chlorine, are oxidized to a number of intermediary compounds, such as Br_2HOBr^-, OBr^-, BrCl, and $BrCl_2^-$. These participate more effectively in halogenation reactions than does chlorine (Ishikawa *et al.* 1986).

X.3.6.2.4 Methyl Bromide

Substantial quantities of methyl bromide are released into the environment annually. Most of this occurs as a result of soil and storage fumigation. Although estimates of methyl bromide release into the Canadian environment are not currently available, the NAS (1978) estimated that approximately 11.4 kt of methyl bromide are released to the environment each year on a worldwide basis.

X.3.6.2.5 Methyl Chloride

Most of the methyl chloride produced is used in the manufacture of other products. Handling requirements are stringent, resulting in minimal loss to the environment (about 2%) (NAS 1978). Because of its high vapour pressure, almost all loss goes directly into the atmosphere. Contamination of aquatic environments occurs as a result of atmospheric fallout in rain and snow.

X.3.6.2.6 Methylene Chloride

Estimates of releases of methylene chloride into the Canadian environment are not currently available. The World Health Organization (1984a) estimated that worldwide releases of methylene chloride to the environment in 1980 were more than 570 kt (or approximately 80% of the world production). Although the majority of methylene chloride is released into the atmosphere, releases to water sources are also significant (WHO 1984a).

X.3.6.2.7 Chlorodibromomethane

There is no information available on the levels of chlorodibromomethane released into the environment. It is likely that the principal sources of release to

aquatic environments are water chlorination and/or bleaching.

X.3.6.2.8 Dichlorobromomethane

There is no information available on the levels of dichlorobromomethane released into the environment. It is likely that the principal sources of release to aquatic environments are water chlorination and/or bleaching.

X.3.6.2.9 Dichlorodifluoromethane

Substantial quantities of dichlorodifluoromethane are released into the environment on an annual basis. Because of the high vapour pressure and low water solubility of dichlorodifluoromethane, almost all that is released (i.e., as aerosol propellants and in open cell foams) is transported directly into the atmosphere (Gamlen *et al.* 1986), with very little appearing in aquatic environments.

X.3.6.2.10 Trichlorofluoromethane

Trichlorofluoromethane has high vapour pressure and low water solubility; therefore, all of the directly released trichlorofluoromethane (i.e., as aerosol propellants and open celled foams) is transported directly into the atmosphere (Gamlen *et al.* 1986). Very little appears in aquatic environments.

X.3.6.3 Environmental Concentrations

X.3.6.3.1 Groundwater

In an example of groundwater contamination near Sarnia, Ont., leachates from a chemical company landfill were found to have concentrations as high as 950, 1000, and 160 $\mu g \cdot L^{-1}$ for chloroform, carbon tetrachloride, and methylene chloride, respectively (King and Sherbin 1986). Barker (1987), in a study of six Ontario landfill sites involving a variety of geological structures, found low levels of chloroform (3 $\mu g \cdot L^{-1}$ or less) and carbon tetrachloride (8 $\mu g \cdot L^{-1}$ or less) in the leachates. Concentrations varied widely over time and in relation to the composition history of the fill. In Guelph, landfill leachate contained methylene chloride at concentrations as high as 131 $\mu g \cdot L^{-1}$ in 1988 and 1008 $\mu g \cdot L^{-1}$ in 1989 (Lesage *et al.* 1989). Methyl chloride in the Guelph landfill leachate was detected at levels as high as 60 $\mu g \cdot L^{-1}$ and 9 $\mu g \cdot L^{-1}$ in 1988 and 1989, respectively. Concentrations of methylene chloride in a Muskoka landfill leachate were 57 $\mu g \cdot L^{-1}$ in 1989. McBride *et al.* (1989) examined methylene chloride levels in leachates from the Muskoka landfill and found levels as high as 350 $\mu g \cdot L^{-1}$ in collection trenches.

X.3.6.3.2 Surface Water

The National Water Research Institute in Burlington, Ont., has undertaken surveys to determine contaminant levels in selected Canadian surface waters. In a joint study by the federal government and the Province of Ontario, a wide range of chemicals was identified in the St. Clair River and Lake St. Clair (Kaiser and Comba 1986a, 1986b; King and Sherbin 1986). Chloroform levels in the St. Clair River ranged from 200 to 300 $ng \cdot L^{-1}$, and a township ditch draining into the river yielded levels as high as 4482 $ng \cdot L^{-1}$. Carbon tetrachloride levels in the St. Clair River exceeded 900 $ng \cdot L^{-1}$, and the effluents from one company in Sarnia, Ont., had concentrations as high as 1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ (King and Sherbin 1986). Methylene chloride levels in the river ranged from 5 to 1213 $ng \cdot L^{-1}$, whereas the maximum dichlorobromomethane levels were 151 $ng \cdot L^{-1}$ (Kaiser and Comba 1986b). Most contaminants were distributed throughout the water column; however, chloroform and carbon tetrachloride were found in highly concentrated, dense pools on the riverbed.

Both chloroform and carbon tetrachloride were found distributed throughout Lake St. Clair. Concentrations of chloroform ranged from 5 to 278 $ng \cdot L^{-1}$ near the Cutoff Canal (Kaiser and Comba 1986a). Concentrations of carbon tetrachloride ranged from 1 to over 900 $ng \cdot L^{-1}$ near the mouth of the St. Clair River. In Lake Ontario, near the mouth of the Niagara River, surface waters had chloroform and carbon tetrachloride concentrations ranging from 0.5 to 16 $ng \cdot L^{-1}$ and from 10 to 20 $ng \cdot L^{-1}$, respectively. Methylene chloride levels were as high as 3 $\mu g \cdot L^{-1}$. Concentrations in lake bottom water, especially in the deeper areas, ranged from 0.05 to 22 $ng \cdot L^{-1}$ for chloroform and from 10 to 70 $ng \cdot L^{-1}$ for carbon tetrachloride. Concentrations of dichlorobromomethane ranged from 1.0 to 4.0 $ng \cdot L^{-1}$ (Comba and Kaiser 1984).

Although the available information suggests that dichlorodifluoromethane should not be found at significant concentrations in aquatic environments (i.e., because of its high vapour pressure and low solubility in water), Kaiser and Comba (1986a) reported mean levels of 32 $ng \cdot L^{-1}$ in Lake St. Clair in Ontario. Near the mouth of the Thames River, which empties into Lake St. Clair, they found levels as high as 380 $ng \cdot L^{-1}$. Kaiser and Valdmanis (1979) reported that mean levels of dichlorodifluoromethane in Lake Erie during 1978 were 76 $ng \cdot L^{-1}$.

In a 1985 study by the National Water Research Institute, a broad spectrum of contaminants was detected in the St. Lawrence River (Lum and Kaiser 1986). Typical maximum chloroform levels reported in this study ranged from 200 $ng \cdot L^{-1}$ near Cornwall to 5000 $ng \cdot L^{-1}$ near Montreal. The highest carbon tetrachloride levels were reported in Lac St-Louis (37 000 $ng \cdot L^{-1}$), near Oka (2600 $ng \cdot L^{-1}$), and at Cornwall (330 $ng \cdot L^{-1}$). Lower levels were reported near Sorel (25 $ng \cdot L^{-1}$), Montreal (22 $ng \cdot L^{-1}$), and Maitland (9 $ng \cdot L^{-1}$). In some instances, the higher levels of contamination could be traced to industrial point sources located near the sampling sites.

Methyl chloride has been detected in treated wastewater from pharmaceutical manufacturing at concentrations of 2000 $\mu g \cdot L^{-1}$, from organic chemical and plastics manufacturing at 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$, and from timber products processing at 140 $\mu g \cdot L^{-1}$; it has also been detected in raw wastewater from metal finishing at 610 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1981a). The highest effluent concentration reported was 4149 $\mu g \cdot L^{-1}$, from the paint and ink industry (Shackelford *et al.* 1983).

Chloroform and methylene chloride are common by-products of pulp and paper bleaching (Wallin and Condren 1981; Turoski *et al.* 1983; Voss 1983; Kringstad and Lindstrom 1984). In Canada, the Ontario Ministry of the Environment reported that chloroform levels downstream of the Canadian Pacific Forest Products Kraft Mill in Thunder Bay, Ont. ranged between 80 and 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ in 1986 (N. Bazinet 1990, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, pers. com.). In 1989, the B.C. Ministry of the Environment reported mean and maximum concentrations of chloroform of 27 $\mu g \cdot L^{-1}$ and 83 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectively, in the effluent of the Northwood Pulp and Timber Ltd. in Prince George. Nearby, the Prince George and Intercom Pulp Mill both had maximum and mean levels of 9 $\mu g \cdot L^{-1}$ and 7 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectively (M.J. Clark, 1989, B.C. Ministry of the Environment, Victoria, pers. com.). Both mills discharge their effluents into the Fraser River.

X.3.6.3.3 Sediments

Because chloroform does not adsorb onto sediments and soils to any great extent (see Section X.3.6.4.1), it is probable that sediment concentrations will closely follow those in the overlying water. Sediments and water collected from the bottom of a pond in which chloroform had been introduced by an underwater spray system had similar levels of chloroform, with concentrations ranging from 0.10 to 0.13 ppm (or $\mu g \cdot g^{-1}$ and $mg \cdot L^{-1}$) in sediments and water, respectively (Crossland *et al.* 1986).

A variety of compounds were detected in sediments collected in association with the St. Clair River contamination problem. Carbon tetrachloride was detected in concentrations as high as 63 $mg \cdot L^{-1}$ in fine sands from the river bottom near Sarnia, Ont. (Oliver and Pugsley 1986). However, these samples were associated with dense pools of contaminants trapped on the river bottom.

No information on bromoform levels in sediments (suspended or deposited) was found in the literature. Because bromoform does not adsorb onto sediments and soils to any great extent (see Section X.3.6.4.3), concentrations will be relatively low.

Investigations of the levels of methyl chloride and methylene chloride in sediments (suspended or deposited) have been quite limited. Neither appears to adsorb onto sediments and soils to any great extent (see Sections X.3.6.4.5 and X.3.6.4.6).

No information on the levels of methyl bromide, chlorodibromomethane, dichlorobromomethane, dichlorodifluoromethane, or trichlorofluoromethane in suspended or deposited sediments was found in the literature.

X.3.6.3.4 Aquatic Biota

Neither chloroform nor carbon tetrachloride has been studied as a contaminant of aquatic biota in Canada. However, in Great Britain, various species of marine fish were found to have chloroform levels of 5–851 $\mu g \cdot kg^{-1}$, whereas marine invertebrates exhibited levels of 2–1040 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Carbon tetrachloride levels in fish ranged from 0.1 to 6.0 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (Pearson and McConnell 1975). Dickson and Riley (1976) reported that levels of carbon tetrachloride in marine molluscs ranged from 2 to 114 $\mu g \cdot kg^{-1}$; levels in marine fish ranged from 2 to 209 $\mu g \cdot kg^{-1}$.

No information was found in the literature on levels of bromoform, methyl bromide, methyl chloride, methylene chloride, chlorodibromomethane, dichlorobromomethane, dichlorodifluoromethane, or trichlorofluoromethane in aquatic biota.

X.3.6.4 Fate and Behaviour in the Aquatic Environment

X.3.6.4.1 Chloroform

Volatilization is the major fate process for removing chloroform from the aquatic environment. Biodegradation has a slow but significant effect on the removal of chloroform in soils. Hydrolysis, adsorption, photo-

oxidation, photolysis, hydraulic processes, and bioaccumulation do not appear to reduce chloroform concentrations substantially in the environment.

Chloroform has a moderately high vapour pressure and can be removed from water and soil through volatilization. However, temperature, water depth, and flow rate also control the rate of chloroform removal by volatilization. For example, Dilling *et al.* (1975), in studies of the volatilization of dilute aqueous solutions of chloroform from laboratory beakers, found that stirring the solution significantly altered volatilization rates. With continuous stirring, the half-life for volatilization was about 23 min. With periodic stirring, the half-life increased to over 90 min. No data were presented for unstirred solutions. Field monitoring of a section of the Rhine River indicated the half-life of chloroform to be about 1.2 d (Zoeteman *et al.* 1980). A half-life of 31 d was found for the removal of chloroform from a lake in the Rhine basin. Volatilization was assumed to be the dominant process.

Some investigators have reported little or no biodegradation for up to 25 weeks in water under aerobic conditions (Heukelekian and Rand 1955; Kawasaki 1980; Bouwer *et al.* 1981). Slow but significant biodegradation appears to occur in soils where acclimated microbial populations are known to exist. Initially, chloroform is toxic to these populations; however, with time and at sufficiently low concentrations, the bacteria will acclimate to metabolize the chloroform (Yang and Speece 1986). Based upon unacclimated anaerobic test data (Bouwer *et al.* 1981; Bouwer and McCarty 1983a; U.S. EPA 1989), the estimated anaerobic half-life is 1–4 weeks. Slower degradation of chloroform was also reported in a riverbank (31% in less than 1 year) and in dune infiltration (100% in less than 3 months) (Zoeteman *et al.* 1980).

In water, chloroform decomposes to form formic acid, carbon monoxide, and hydrochloric acid. The half-life of chloroform by aquatic hydrolysis was determined to be 1849 years by Jeffers *et al.* (1989), 3000 years by the Stanford Research Institute (1975b), and 3500 years by Radding and Linn (1977). Mabey and Mill (1976) found the half-life for hydrolysis to be pH dependent and ranged from 30 000 years at pH 4 to 4 years at pH 10. These results indicate that hydrolysis is a slow process and is not likely to contribute significantly to the degradation of chloroform in aquatic ecosystems.

Studies on the adsorption properties of chloroform in soil have indicated that this process is not an important means of removing chloroform from solution. Dilling *et al.* (1975) found that pre-soaked bentonite clay or limestone added to aqueous mixtures of chloroform did not change the rate of disappearance of chloroform from solution. La Poe (1985) reported negligible adsorption of chloroform on a wide variety of soil types. Dobbs *et al.* (1989) found low levels of chloroform adsorption on waste treatment primary mixed liquors and digested sludge. Field experiments (Crossland *et al.* 1986; Roberts *et al.* 1986) have produced similar results.

Dilling *et al.* (1975) studied the reactivities of a variety of chlorinated compounds in aqueous solutions exposed to sunlight. Over a 1 year exposure period, the reactivity of chloroform was found to be very low, with no difference in reactivities between darkness and sunlight. Similarly, Jensen and Rosenberg (1975) found that the rate of degradation of chloroform did not change significantly over 8 d under conditions of darkness or direct sunlight. The results of these studies suggest that photolysis is not an important mechanism for the degradation of chloroform in aqueous solutions.

In some spill situations, high concentrations of chloroform can sink to the bottom of a river, become trapped in the water sediment boundary layer on the river bottom, and diffuse extremely slowly to the bulk flow (Neely *et al.* 1976). Comba and Kaiser (1984) described marked differences, due to density, in concentrations of chloroform in surface waters compared with lake bottom waters of Lake Ontario off the mouth of the Niagara River.

Chloroform may also be removed from the aquatic environment through its uptake by aquatic organisms. Although Neely *et al.* (1974) reported an octanol/water partition coefficient (log K_{ow}) of 1.97 for chloroform, which would indicate that bioaccumulation is unlikely to be a significant fate process, studies reveal that bioaccumulation of chloroform occurs to a significant extent in green algae (*Selenastrum capricornutum*), with a bioconcentration factor (BCF) of 690 (Mailhot 1987). In contrast, BCFs ranged from 1.6 to 10 for bluegill, channel catfish, largemouth bass, and rainbow trout after a 1 d exposure (Anderson and Lusty 1980).

X.3.6.4.2 Carbon Tetrachloride

Volatilization is the major fate process for removing carbon tetrachloride from the aquatic and soil environments. The primary atmospheric loss is due to its escape to the stratosphere, where it is degraded by photolysis. Hydrolysis, oxidation, photolysis (in aqueous solutions), adsorption, biodegradation, and bioaccumulation processes do not appear to reduce carbon tetrachloride concentrations substantially in the environment.

Carbon tetrachloride has a moderately high vapour pressure and can evaporate rapidly from both soil and water surfaces. Dilling *et al.* (1975) found that continuous stirring of the solution resulted in a half-life for evaporation of about 23 min. With periodic stirring, the half-life increased to over 90 min. No data were presented for unstirred solutions. In a field study, monitoring of a section of the Rhine River indicated the half-life of carbon tetrachloride to be about 0.3–3 d (Zoeteman *et al.* 1980). It was assumed that the major mode of removal was by evaporation. This study also estimated the half-life in lakes or groundwater to be on the order of 30–300 d, depending on a variety of conditions.

Jeffers *et al.* (1989) examined the homogeneous hydrolysis rate constant for carbon tetrachloride in dilute abiotic aqueous solutions. The results of this study indicate that the hydrolysis rate constant is independent of pH; at 25°C, a half-life of about 40.5 years is estimated. In two studies, the half-life of carbon tetrachloride undergoing hydrolysis reactions in aqueous solutions was 70 000 years (Johns 1976) and 7000 years (Mabey and Mill 1976). Although these results differ significantly, it is apparent that hydrolysis is a slow process and not likely to contribute significantly to the degradation of carbon tetrachloride in aquatic environments.

Sabljic (1987) reported a sediment/water partition coefficient for carbon tetrachloride of approximately 70 (log K_d= 1.85) for a variety of soil types. Dobbs *et al.* (1989) found low levels of carbon tetrachloride adsorption on primary mixed liquors and digested sludge of sewage treatment wastewater solids. A field experiment in which carbon tetrachloride was injected into an aquifer also demonstrated that it is poorly retained by aquifer material (Roberts *et al.* 1986). Thus, it is likely that adsorption will not contribute significantly to the removal of carbon tetrachloride from aqueous environments.

The U.S. EPA (1989) indicated that photolysis was not an important removal process for carbon tetrachloride in aqueous solutions.

There was limited information found on the biodegradation of carbon tetrachloride in soils and water. In static culture tests involving a variety of soil and water media, Tabak *et al.* (1981) reported significant rates of biodegradation. However, in these experiments, it was suspected that a large, undetermined fraction of carbon tetrachloride was lost through evaporation. Heukelekian and Rand (1955) reported that biodegradation in soils can occur once bacteria have been acclimated to carbon tetrachloride. Because of the limited amount of information on biodegradation, its importance as a means of removing carbon tetrachloride from the environment cannot be determined.

In addition to the transformations described above, carbon tetrachloride may be removed from the aquatic environment through its uptake by aquatic organisms. The log of the octanol/water partition coefficient for carbon tetrachloride is on the order of 2.62–2.83 (Hansch and Leo 1979), indicating a low potential for bioaccumulation.

X.3.6.4.3 Bromoform

Biodegradation is the primary process for reducing bromoform concentrations. The processes of hydrolysis, adsorption, evaporation, and bioaccumulation do not appear to reduce bromoform in soil and aquatic environments substantially.

In a study of microbial filters, Wolverton and McDonald-McCaleb (1986) found that a variety of aromatic and aliphatic organics could be biodegraded significantly over a 24-h period. With microbial filtering alone, bromoform concentrations were reduced up to 81%. In the presence of the reed, *Phragmites communis*, degradation was as much as 93% in 24 h. In field experiments involving bromoform in soils from beneath the Canadian Forces Base at Borden, Ont., and in laboratory microcosms made from these soils, Wilson *et al.* (1984) found a 70%–80% reduction in bromoform concentrations over a 42-d period. Tabak *et al.* (1981) examined the biodegradation of bromoform in water at concentrations of 5 and 10 $mg \cdot L^{-1}$. The study utilized sewage seed, mineral salts, and a yeast at 5 $mg \cdot L^{-1}$ in a 7-d static incubation, followed by three weekly subcultures. Degradation at 7 d for the 5 and 10 $mg \cdot L^{-1}$ tests was 11% and 4%, respectively, whereas degradation at 28 d was 48% and 35%, respectively. The U.S. EPA (1989) estimated the aerobic biodegradation half-life to be 4 weeks to 6 months, based upon unacclimated aerobic aqueous screening test data from experiments utilizing settled domestic wastewater inoculum (Bouwer *et al.* 1984). Based upon this information, the U.S. EPA (1989) estimated the anaerobic biodegradation half-life to be 16 weeks to 24 months.

The U.S. EPA (1989) reported a hydrolysis half-life for bromoform of 687 years based upon a measured catalyzed hydrolysis rate constant (Mabey and Mill 1978). This fate process is likely to have little effect in the removal of bromoform from aquatic environments.

In a study of adsorption of bromoform in an aqueous mixture of other chlorinated hydrocarbons, Crittenden *et al.* (1985) found a Freundlich parameter of 1.8 $mg \cdot g^{-1}$ on activated carbon media. (For comparison,

Dobbs *et al.* [1989] found that dieldrin, another chlorinated hydrocarbon that exhibits high levels of adsorption, had a Freundlich parameter of 38.9 $mg \cdot g^{-1}$ [dry solids] for mixed liquors from sewage treatment plants.) This suggests that bromoform does not adsorb onto soil and sediment media to any great extent.

As indicated in the physical data presented earlier, bromoform has a fairly low vapour pressure; although it can be removed from solution by aeration, the process is not likely to be rapid.

Removal of bromoform from aquatic environments may occur through uptake by aquatic organisms. The log of the octanol/water partition coefficient (K_{ow}) for bromoform is 2.27 (McCarty 1980), which suggests that there is little potential for bioaccumulation of this substance.

X.3.6.4.4 Methyl Bromide

There has been little research carried out on the fate and behaviour of methyl bromide. There is currently no information available on its photolysis in aqueous solutions, photooxidation, or adsorption. It appears that hydrolysis has a minimal effect; however, evaporation occurs rapidly because of the high vapour pressure of methyl bromide.

In water, methyl bromide decomposes to form methanol and hydrobromic acid (NAS 1978). Mabey and Mill (1976) reported that the hydrolysis half-life of methyl bromide in water is about 20 d. Gentile *et al.* (1989) reported a half-life for the hydrolysis of methyl bromide under static, oxygen-free conditions at neutral pH to be about 30–50 d. They also reported that the half-life decreased 10–12 d with an increase in pH and temperature.

There have been only limited reports of the presence of methyl bromide in aquatic environments (Wegman *et al.* 1981). This is probably due to its high vapour pressure, which allows it to evaporate rapidly following entry into aquatic environments.

There is no information in the literature that specifically describes the biodegradation of methyl bromide. The U.S. EPA (1989) estimated an aerobic half-life of 1–4 weeks and an anaerobic half-life of 4–16 weeks for methyl bromide based on aerobic aqueous screening test data for bromoform from experiments utilizing settled domestic wastewater inoculum (Tabak *et al.* 1981). Gentile *et al.* (1989) noted that the removal of methyl bromide from solution is enhanced in the presence of soils. However, there was no distinction made between biodegradation, adsorption onto soil particles, or other degradation processes.

The log of the octanol/water partition coefficient for methyl bromide is 1.19 (Hansch and Leo 1987), which suggests that there is little potential for methyl bromide to bioaccumulate.

X.3.6.4.5 Methyl Chloride

There is little information regarding the fate of methyl chloride in the aquatic environment. However, based upon the limited information available, it is believed that evaporation is the most important process for reducing methyl chloride in the environment. Hydrolysis is quite slow, and the log of the octanol/water partition coefficient for methyl chloride is 0.91 (Hansch and Leo 1984), which suggests that there is very little potential for bioaccumulation.

Methyl chloride has a moderately high vapour pressure, which accelerates its potential for removal from the environment by evaporation. In aquatic environments, it is likely to evaporate rapidly from surface layers. However, under quiescent conditions, the rate of removal is controlled by molecular diffusion, which is known to be a slow process (Bird *et al.* 1960). In highly turbulent streams, it can be removed quite rapidly, because convective mass transfer coefficients are high in this situation.

In a reaction with water, methyl chloride decomposes to CH_3OH, H^+, and Cl^-. Mabey and Mill (1976) reported a half-life of about 360 d for aqueous hydrolysis, which indicates that this fate process will have a low effect on levels of methyl chloride in the aquatic environment.

There was no information found in the literature on the adsorption characteristics of methyl chloride in soils and sediments or on the photolysis or photooxidation of methyl chloride in aqueous solutions.

Information on the biodegradation of methyl chloride is quite limited. Tabak *et al.* (1981), using a variety of soils and unacclimated settled wastewater inoculum, found aerobic biodegradation half-lives ranging from 7 to 28 d.

X.3.6.4.6 Methylene Chloride

Volatilization and biodegradation have a much greater effect in reducing methylene chloride concentrations in soil and water environments than hydrolysis, oxidation, photolysis, and adsorption.

Methylene chloride has the potential to be rapidly removed from aqueous media through evaporation because of its high vapour pressure. In a laboratory study of the evaporation of methylene chloride from

dilute aqueous solutions, Dilling *et al.* (1976) observed that the stirring rate dramatically affected evaporation rates. At 25°C and a solution depth of 6.5 cm, continuous stirring at 200 rpm resulted in a half-life of approximately 25 min, whereas periodic stirring increased the half-life to over 90 min. Lyman (1982) reported a half-life for evaporation of methylene chloride from water 1 m deep to be 3 h, and Rathbun and Tai (1981) reported a half-life of 5.6 h for a solution 28 cm deep stirred at 2040 rpm.

There are numerous studies that describe the biodegradation of methylene chloride in activated sludge environments. In most cases, a significant level of degradation takes place when the organisms involved are acclimated to methylene chloride. In bench-scale experiments with a continuous-flow sludge reactor, Stover and Kincannon (1983) reported a 99.7% removal after 8 h. Rittman and McCarty (1980a) reported 100% degradation in a batch suspended growth experiment in 20–100 h. This study also used a microbial population consisting of *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, and a yeast species to evaluate the rate of biodegradation. Methylene chloride disappeared from the medium rapidly, with only 4 $mg \cdot L^{-1}$ of the original 50 $mg \cdot L^{-1}$ remaining after 6 h. Tabak *et al.* (1981) reported a degradation of 100% in 7 d for methylene chloride in a reactor at 25°C using sewage seed, mineral salts, and a yeast species. Davis *et al.* (1981), also using municipal sewage as a medium, found 92% degradation in 6 h. In situations involving soils under aerobic conditions, the degradation rate of methylene chloride appears to be somewhat slower. Hensen *et al.* (1988) reported a degradation of 43% after 6 weeks using Lincoln fine sands. These data indicate that biodegradation is important in the removal of methylene chloride from aquatic and soil environments.

Dilling *et al.* (1975) found that aqueous methylene chloride solutions in sealed containers degraded with a half-life of 18 months. Mabey and Mill (1976) reported a half-life of 704 d for methylene chloride hydrolysis in water at a temperature of 25°C and a pH of 7. Gordon (1976) estimated the half-life for the hydrolysis of methylene chloride in water to be about 700 years; this half-life data was reported with no reference to temperature or pH. Although these data vary widely, it is clear that hydrolysis is a slow process and is not likely to contribute significantly to the degradation of methylene chloride in aquatic ecosystems.

Dilling (1977) reported levels of adsorption on granular bentonite clay, dry dolomite limestone, Ottawa silica sand, and peat moss. For Ottawa silica sand and limestone, there was no evidence of significant adsorption. Peat moss and bentonite clay showed significant levels of adsorption (10% adsorbed in 10 min with 375 $\mu g.g^{-1}$ clay, 22% adsorption in 30 min with 750 $\mu g.g^{-1}$ clay, and 40% adsorption in 10 min with peat moss). Dobbs *et al.* (1989) found low levels of methylene chloride adsorption on waste treatment primary mixed liquors and digested sludge.

No differences were found in the reactivity or concentrations of aqueous solutions of methylene chloride sealed in vials and exposed either to sunlight or to darkness over a 1-year period (Dilling *et al.* 1975). These results indicate that photolysis and photooxidation are not important fate processes for methylene chloride in aqueous solutions.

The low logarithm of the octanol/water partition coefficient (1.25) for methylene chloride indicates that it is not likely to bioaccumulate (WHO 1984a).

X.3.6.4.7 Chlorodibromomethane

There was only limited information found in the literature on the environmental fate of chlorodibromomethane. Because it appears in the environment primarily as a consequence of water chlorination, it is unlikely that it would appear as a leachate or pose a threat in terms of an accidental spill. Biodegradation and volatilization are probably the major processes that reduce it in the environment.

In biodegradation studies summarized by Howard *et al.* (1990), loss of chlorodibromomethane was observed to be 25–39% utilizing a static flask screening procedure and a 28-d incubation, which was interpreted as relative resistance to biodegradation under aerobic conditions (Tabak *et al.* 1981). The U.S. EPA (1989) estimated the aerobic half-life of this substance to be 4 weeks to 6 months. In anaerobic tests using mixed methanogenic bacterial cultures from sewage effluents, chlorodibromomethane was totally degraded within 2 weeks, whereas only 43–50% was lost in sterile controls after 6 weeks (Bouwer *et al.* 1981). The U.S. EPA (1989) estimated the anaerobic half-life of this substance to be between 4 and 6 weeks.

Howard *et al.* (1990) indicated that rapid volatilization of chlorodibromomethane from water would occur, based on its Henry's law constant and the reported volatilization rates (43 min to 16.6 d) of dichlorobromomethane, which has a structure similar to that of chlorodibromomethane (Kaczmar *et al.* 1984).

Versar Inc. (1979) reported a hydrolysis half-life of chlorodibromomethane in water of 274 years at a pH of 7 and a temperature of 25°C. These data indicate that hydrolysis will not remove significant quantities of chlorodibromomethane from aquatic environments.

The low octanol/water partition coefficient (log K_{ow}) for chlorodibromomethane (2.09) (Versar Inc. 1979) indicates that the bioaccumulation of this substance is likely to be low.

X.3.6.4.8 Dichlorobromomethane

Biodegradation and volatilization are two processes that reduce the concentrations of dichlorobromomethane in the environment. The processes of hydrolysis, oxidation, photolysis, and adsorption do not reduce its concentration significantly.

As indicated in the physical data presented earlier, dichlorobromomethane has a moderately high vapour pressure and can be removed from aqueous media through evaporation. However, the rate of dichlorobromomethane transport from surface waters is likely to exhibit a high degree of variability. For example, the volatilization half-life from rivers and streams has been estimated to range from 33 min to 12 d, with a typical half-life of 35 h (Kaczmar *et al.* 1984).

In anaerobic tests using mixed methanogenic bacterial cultures from sewage effluents, dichlorobromomethane was totally degraded within 2 weeks, whereas only 43–50% was lost in sterile controls after 6 weeks (Bouwer *et al.* 1981). No degradation was observed in aerobic tests in either sterile or seeded conditions. In studies conducted under anoxic conditions with denitrifying bacteria, it was found that 50% degradation in bacterial cultures occurred after 8 weeks, with no degradation observed in sterile controls (Bouwer and McCarty 1983a). Rapid degradation was observed in a continuous-flow methanogenic fixed-film laboratory-scale column using seeded cultures, with slow degradation noted in sterile controls (Bouwer and McCarty 1983b). Dichlorobromomethane was passed through biologically active surface soil layers, in a groundwater recharge field experiment, over a period of 18 h with no appreciable degradation observed (Rittman and McCarty 1980b).

Mabey and Mill (1976) reported that in a reaction with hydroxyl ions in water, dichlorobromomethane decomposed with a half-life of 137 years (pH 7 and 25°C). Data on the adsorption properties of dichlorobromomethane in soils were limited. Wilson *et al.* (1981) reported that dichlorobromomethane has significant mobility in laboratory soil column experiments utilizing a sandy soil. Relatively high soil mobility was also noted during a water infiltration study conducted in the Netherlands along the Rhine River (Piet 1981). The U.S. EPA (1985) reported that dichlorobromomethane is moderately to highly mobile in soils. These observations suggest that dichlorobromomethane is not adsorbed onto soils to any great extent. Mabey *et al.* (1982) concluded that neither direct photolysis nor oxidation, via peroxyl radicals or singlet oxygen, is a significant fate process for dichlorobromomethane in aquatic environment.

The logarithm of the octanol/water partition coefficient (K_{ow}) for dichlorobromomethane is 1.88 (Callahan *et al.* 1979); this indicates that bioaccumulation of this substance is likely to be low.

X.3.6.4.9 Dichlorodifluoromethane

Dichlorodifluoromethane is not likely to appear in aquatic environments because it is most frequently released into the environment as a gas and it has a low water solubility. Half-lives for a similar compound, dichlorofluoromethane, were estimated by the U.S. EPA (1989) to range from 4 weeks to 6 months in surface water and from 8 weeks to 12 months in groundwater (Tabak *et al.* 1981). No information was found on processes for the removal of dichlorofluoromethane from the environment.

X.3.6.4.10 Trichlorofluoromethane

Trichlorofluoromethane is most frequently released into the environment as a gas and is virtually insoluble in water. Therefore, it is restricted in the aquatic environment to spills, leachates from disposal sites and landfills, and effluents from industrial sources. Although a variety of processes, including adsorption, hydrolysis, biodegradation, and evaporation, can degrade or reduce the concentrations of trichlorofluoromethane, there was no information found in the literature on rate constants, half-lives, or other data that allow its persistence in these environments to be assessed. Because of its high liquid density and insolubility in water, trichlorofluoromethane, when released as a liquid into an aquatic environment, has the potential to sink to the bottom of slow-moving rivers or deep lakes and become trapped there for long periods. This behaviour has been observed for chloroform (Neely *et al.* 1976; Pecher and Herrmann 1986), which has density and aqueous solubility characteristics similar to those of trichlorofluoromethane.

X.3.7 References

Abernethy, S., A.M. Bobra, W.Y. Shiu, P.G. Wells and D. Mackay. 1986. Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planktonic crustaceans: The key role of organism-water partitioning. Aquat. Toxicol. 8(3): 163–174.

Anderson, D.R. and E.B. Lusty. 1980. Acute Toxicity and Bioaccumulation of Chloroform to Four Species of Freshwater Fish. Battelle Pacific Northwest Laboratories, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Richland, Wash. Report No. CR-0893,

NTISPNL-3046. 33 pp.

Angus, K.W. and A. Grieg. 1979. Renal and hepatic calcification in a lamb poisoned by an anthelmintic dose of carbon tetrachloride. J. Comp. Pathol. 89:605.

Ayotte, P. 1987. Micropolluants organiques. Campagnes d'échantillonnage 1986. Direction des eaux souterraines et de consommation, Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec. 144 pp.

Barker, J.F. 1987. Volatile aromatic and chlorinated organic contaminants in groundwater at six Ontario landfills. Water Pollut. Res. J. Can. 22(1): 33-48.

Bellar, T.A., J.J. Lichtenberg and R.C. Kroner. 1974. The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Waters. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-670/4-74-008.

Bird, R.B., W.E. Stewart and E.N. Lightfoot. 1960. Transport Phenomena. John Wiley & Sons, New York. 780 pp.

Birge, W.J., J.A. Black and D.M. Bruser. 1979. Toxicity of Organic Chemicals to Embryo–Larval Stages of Fish. Ecological Resource Service, Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/11-79-007.

Birge, W.J., J.A. Black and R.A. Kuehne. 1980. Effects of Organic Compounds on Amphibian Reproduction. Water Resources Research Institute, University of Kentucky, Lexington, Ky. Project No. A-074-KY. Res. Rep. No 121.

Black, J.A., W.J. Birge, W.E.Donnell, A.G. Westerman, B.A. Ramey and D.M. Bruser. 1982. The Aquatic Toxicity of Organic Compounds to Embryo–Larval Stages of Fish and Amphibians. Water Resources Research Institute, University of Kentucky, Lexington, Ky. Res. Rep. No. 133, NTISPB82–224601. 61 pp.

Bouwer, E.J. and P.L. McCarty. 1983a. Transformation of 1- and 2-carbon halogenated aliphatic organic compounds under methanogenic conditions. Appl. Environ. Microbiol. 45: 1286–1294.

Bouwer, E.J. and P.L. McCarty. 1983b. Transformations of halogenated organic compounds under denitrification conditions. Appl. Environ. Microbiol. 45: 1295-1299.

Bouwer, E.J., B.E. Rittmann and P.L. McCarty. 1981. Anaerobic degradation of halogenated 1- and 2-carbon organic compounds. Environ. Sci. Technol. 15: 596-602.

Bouwer, E.J., P.L. McCarty, H. Bouwer and R.C. Rice. 1984. Organic contaminant behaviour during rapid infiltration of secondary wastewater at the Phoenix 23rd Avenue Project. Water Res.18: 463–472. (Cited in U.S. EPA 1989.)

Bowman, F.J., J.F. Borzelleca and A.E. Munson. 1978. The toxicity of some halomethanes in mice. Toxicol. Appl. Pharmacol. 44(1): 213–215.

Bringmann, G. and R. Kuhn. 1977. Results of the damaging effect of water pollutants on *Daphnia magna*. Z. Wasser Abwasser Forsch. 10(5): 161–166.

Bringmann, G. and R. Kuhn. 1978a. Limiting values for the noxious effects of water pollutant material to blue algae (*Microcystis aeruginosa*) and green algae (*Scenedesmus quadricauda*) in the cell multiplication inhibition test. Vom Wasser 50: 45–60.

Bringmann, G. and R. Kuhn. 1978b. Testing of substances for their toxicity threshold: model organisms *Microcystis* (*Diplocystis*) *aeruginosa* and *Scenedesmus quandricanda*. Mitt. Inst. Ver. Theor. Angew. Limnol. 21: 275–284.

Bringmann, G. and R. Kuhn. 1980. Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test. Water Res. 14(3): 231–241.

Calabrese, E.J. 1983. Comparison of United States and Canada drinking water regulations. Reg. Toxicol. Pharmacol. 3: 417–427.

California State Department of Health Services. Undated. Sanitary Engineering Branch, Revision 110483. (Cited in OMOE 1989.)

Callahan, M.A., M.W. Slimak and N.W. Gabel. 1979. Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4 79-029A.

Canada Gazette. 1989. Ozone-Depleting Substances Regulations No. 1 (Chlorofluorocarbon). Department of the Environment. Extract Canada Gazette, Part II, 19 July 1989.

Canada Gazette. 1990. Ozone-Depleting Substances Regulations No. 3 (Products). Department of the Environment. Extract Canada Gazette, Part II, 12 September 1990.

CCREM. 1987. Canadian Water Quality Guidelines. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines of the Canadian Council of Resource and Environmental Ministers.

Chemical Products Synopsis. 1984. Fluorocarbons. (As described in TOXNET Computerized Data Base, Toxicology Data Network, National Library of Medicine, U.S. Department of Health and Human Services. Retrieved January–February 1987.)

Chemical Profile. 1986. Fluorocarbons. (As described in TOXNET Computerized Data Base, Toxicology Data Network, National Library of Medicine, U.S. Department of Health and Human Services. Retrieved January–February 1987.)

Chu, I., D.C. Villeneuve, V. Secours and G. Becking. 1982. Toxicity of trihalomethanes: I. The acute and subacute toxicity of chloroform, bromodichloromethane, chlorodibromomethane and bromoform in rats. J. Environ. Sci. B 17: 205–224.

Comba, M.E. and K.L.E. Kaiser. 1984. Tracking river plumes with volatile halocarbon contaminants: The Niagara River - Lake Ontario example. J. Great Lakes Res. 10(4): 375-382.

Corpus Information Services. 1989a. Corpus CPI Product Profile: Chloroform. Don Mills, Ont.

Corpus Information Services. 1989b. Corpus CPI Product Profile: Carbon Tetrachloride. Don Mills, Ont.

Corpus Information Services. 1989c. Corpus CPI Product Profile: Methyl Chloride. Don Mills, Ont.

Corpus Information Services. 1989d. Corpus CPI Product Profile: Methylene Chloride. Don Mills, Ont.

Crittenden, J.C., P. Luft, D.W. Hand, J.L. Oravita and S.W. Loper. 1985. Prediction of multicomponent adsorption equilibria using ideal adsorbed solution theory. Environ. Sci. Technol. 19(11): 1037–1043.

Crossland, N.O., D. Bennett, C.J. Wolf and R.P. Swannell. 1986. Evaluation of models used to assess the fate of chemicals in aquatic systems. Pestic. Sci. 17(3): 297–304.

Davis, E.M., H.E. Murray and J.G. Liehr. 1981. Basic microbial degradation rates and chemical by-products and selected organic compounds. Water Res. 15: 1125–1127.

Dickson, A.G. and J.P. Riley. 1976. The distribution of short chain halogenated aliphatic hydrocarbons in some marine organisms. Mar. Pollut. Bull. 7: 167–169.

Dilling, W.L. 1977. Interphase transfer processes. II. Evaporation rates of chloromethanes, ethanes, ethylenes, propanes and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with theoretical predictions. Environ. Sci. Technol. 11: 405–409.

Dilling, W.L., N.B. Tefertiller and G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates and reactivities of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. Environ. Sci. Technol. 9(9): 833–838.

Dilling, W.L., C.J. Bredeweg and N.B. Tefertiller. 1976. Simulated atmospheric photodecomposition rates of methylene chloride,

1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other compounds. Org. Photochem. 10(4): 351–356.

Dobbs, R.A., L. Wang and R. Govind. 1989. Sorption of toxic organic compounds on wastewater solids: Correlation with fundamental properties. Environ. Sci. Technol. 23(9): 1092–1097.

Farm Chemicals Handbook. 1986. Meister Publishing Co., Willoughby, Ohio.

Fishbein, L. 1977. Potential Industrial Carcinogens and Mutagens. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-560/5-77-005. 165 pp.

Gamlen, P.H., B.C. Lane, P.M. Midgley and J.M. Steed. 1986. The production and release to the atmosphere of CCl_3F and CCl_2F_2 (chlorofluorocarbons CFC 11 and CFC 12). Atmos. Environ. 20(6): 1077–1085.

Gentile, I.A., L. Ferraris, S. Crespi and A. Belligno. 1989. The degradation of methyl bromide in some natural fresh waters. Influence of temperature, pH and light. Pestic. Sci. 25: 261–272.

Gordon, J. 1976. Air Pollution Assessment of Methylene Chloride. The Miter Corporation, Maclean, Va. Technical Report MTR-7334.

Graham Engineering Consultants. 1984. Gloucester landfill waste site engineering study—problem definition and remedial alternatives. Submitted to Transport Canada as Project No. L10137-1174 by A.J. Graham Engineering Consultants Ltd., Water and Earth Sciences Associated Ltd., and Canviro Consultants Ltd.

Hansch, C. and A. Leo. 1979. Substituent Constants for Correlation Analysis in Chemistry and Biology. John Wiley & Sons, New York.

Hansch, C. and A. Leo. 1984. Substituent Constants for Correlation Analysis in Chemistry and Biology. John Wiley & Sons, New York.

Hansch, C. and A. Leo. 1987. Substituent Constants for Correlation Analysis in Chemistry and Biology. John Wiley & Sons, New York.

Hawley, G.G. (ed.). 1977. The Condensed Chemical Dictionary. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

Hensen, J.M., M.V. Yates, J.W. Cochran and D.L. Shackleford. 1988. Microbial removal of halogenated methanes, ethanes, and ethylenes in aerobic soil exposed to methane. FEMS Microbiol. Ecol. 53: 193–201.

Heukelekian, H. and M.C. Rand. 1955. Biochemical oxygen demand of pure organic compounds. J. Water Pollut. Control Assoc. 29: 1040–1053.

Howard, P.H., G.W. Sage, W.F. Jarvis and D.A. Gray. 1990. Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals. Vol. II. Solvents. Lewis Publishers, Chelsea, Mich.

HWC. 1977. National Survey for Halomethanes in Drinking Water. Health Protection Branch, Environmental Health Directorate, Health and Welfare Canada. 77-EHD-9. 119 pp.

HWC. 1979. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality 1978. Health and Welfare Canada. Supply and Services Canada, Ottawa. 76 pp.

HWC. 1989a. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Prepared by the Federal–Provincial Subcommittee on Drinking Water of the Federal–Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health. Published by Health and Welfare Canada.

HWC. 1989b. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality, Supporting Documentation. Prepared by the Federal–Provincial Subcommittee on Drinking Water of the Federal–Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health. Published by Health and Welfare Canada.

IARC. 1979. IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk Chem. Hum. 20: 401–427.

IARC. 1986. IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk Chem. Man. 41: 192.

Ishikawa, T., S. Takahiko, O. Youki and N. Hisamitsu. 1986. Reaction of chlorine and bromine with humic substance. Sci. Total Environ. 54: 185–194.

Jackson, R.E., R.J. Patterson, B.W. Graham, J. Bahr, D. Belanger, J. Lockwood and M. Priddle. 1985. Contaminant Hydrogeology of Toxic Chemicals at a Disposal Site, Gloucester, Ontario. 1. Chemical concepts and site assessment. National Hydrology Research Institute, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa. NHRI Paper No. 23. IWD Scientific Series No. 141.

Jeffers, P.M., L.M. Ward, L.M. Woytowitch and N.L. Wolfe. 1989. Homogeneous hydrolysis rate constants for selected chlorinated methanes, ethanes, ethenes, and propanes. Environ. Sci. Technol. 23(8): 965–969.

Jensen, S. and R. Rosenberg. 1975. Degradability of some chlorinated aliphatic hydrocarbons in sea water and sterilized water. Water Res. 9(7): 659–661.

Johns, R. 1976. Air Pollution Assessment of Carbon Tetrachloride. Mitre Corporation, McLean, Va. Technical Report MTR7144.

Kaczmar, S.W., F.M. D'Itri and M.J. Zabik. 1984. Volatilization rates of selected haloforms from aqueous environments. Environ. Toxicol. Chem. 3: 31–55.

Kaiser, K.L.E. and M.E. Comba. 1986a. Tracking river plumes with volatile halocarbon contaminants: The St. Clair River–Lake St. Clair example. Environ. Toxicol. Chem. 5: 965–976.

Kaiser, K.L.E. and M.E. Comba. 1986b. Volatile halocarbon contaminant survey of the St. Clair River. Water Pollut. Res. J. Can. 21(3): 323–331.

Kaiser, K.L.E. and I. Valdmanis. 1979. Volatile chloro- and chlorofluorocarbons in Lake Erie—1977 and 1978. J. Great Lakes Res. 5: 160–169.

Kawasaki, M. 1980. Experiences with the test scheme under chemical control laws of Japan: An approach to structure–activity correlations. Ecotoxicol. Environ. Saf. 4: 444–454.

Kayser, R., D. Sterling and D. Viviani (eds.). 1982. Intermedia Priority Pollutant Guidance Documents. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. p. 3-1.

King, L. and G. Sherbin. 1986. Point sources of toxic organics to the upper St. Clair River. Water Pollut. Res. J. Can. 21(3): 433–446.

Kirk, R.E. and D.F. Othmer (eds). 1979. Kirk-Othmer Concise Encyclopedia of Chemical Technology. John Wiley & Sons, New York.

Knight, H.D. and M. Reina-Guerra. 1977. Intoxication of cattle with sodium bromide-contaminated feed. Am. J. Vet. Res. 38: 407.

Kringstad, K. and K. Lindstrom. 1984. Spent liquors from pulp bleaching. Environ. Sci. Technol. 18: 236A–238A.

Kudla, A.J. 1984. Hydra reaggregation: A rapid assay to predict teratogenic hazards induced by environmental toxicity. J. Wash. Acad. Sci. 74(4): 102–107.

La Poe, R.G. 1985. Sorption and Desorption of Volatile Chlorinated Aliphatic Compounds by Soils and Soil Components. AFIT/CI/NR-85-99T. 325 pp.

LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(5): 684–691.

Lesage, S., P.G. Riemann and R.A. McBride. 1989. Degradation of organic solvents in landfill leachates. *In* Proc. Ontario Ministry of the Environment Technology Transfer Conference,

20 November, Toronto. Vol. 2. pp. 88–97.

Lesage, S., R.E. Jackson, M.W. Priddle and P.G. Riemann. 1990. Occurrence and fate of organic solvent residues in anoxic ground water at the Gloucester landfill, Canada. Environ. Sci. Technol. 24(4): 559–566.

Little, A.D. 1970. Water Quality Criteria Data Book. Vols. I and II. Organic Chemical Pollution of Fresh Water. U.S. Environmental Protection Agency, Cambridge, Mass.

Lum, K.R. and K.L. Kaiser. 1986. Organic and inorganic contaminants in the St. Lawrence River: Some preliminary results on their distribution. Water Pollut. Res. J. Can. 21(4): 592–603.

Lyman, W.J. 1982. Adsorption coefficients for soils and sediment. *In* Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Environmental Behavior of Organic Compounds. W.J. Lyman, W.F. Reehl and D.H. Rosenblatt (eds.) McGraw-Hill, New York. pp. 4.1–4.33.

Mabey, W.R. and T. Mill. 1976. Kinetics of hydrolysis and oxidation of organic pollutants in the aquatic environment. *In* Extended Abstracts of Symposium on Nonbiological Transport and Transformation of Pollutants on Land and Water: Processes and Critical Data Required for Predictive Description. 11–13 May 1976, National Bureau of Standards, Gaithersburg, Md.

Mabey, W.R. and T. Mill. 1978. Critical review of hydrolysis of organic compounds in water under environmental conditions. J. Phys. Chem. (Ref. Data) 7: 383–415. (Cited in U.S. EPA 1989.)

Mabey, W.R., J.H. Smith, R.T. Podall, H.L. Johnson, T. Mill, T.W. Chou, J. Gates, I. Waight-Partridge, H. Jaber and D. Vandenberg. 1982. Aquatic fate process data for organic priority pollutants. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-81-014.

Mailhot, H. 1987. Prediction of algal bioaccumulation and uptake of nine organic compounds by ten physicochemical properties. Environ. Sci. Technol. 21(10): 1009–1013.

McBride, R.A., A.M. Gordon and P.H. Groenevelt. 1989. Treatment of landfill leachate by spray irrigation—an overview of research results from Ontario, Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 42: 510–517.

McCarty, P.L. 1980. Organics in water—An engineering challenge. Am. Soc. Civ. Eng. J. Environ. Eng. Div. 106(IEE): 1–17.

NAS. 1978. Chloroform, Carbon Tetrachloride and Other Halomethanes. Scientific and Technical Assessments of Environmental Pollutants. National Academy of Sciences, Washington, D.C.

Neely, W.B., D.R. Branson and G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol. 8: 1113–1115.

Neely, W.B., G.E. Blau and T. Alfrey, Jr. 1976. Mathematical models predict concentration–time profiles resulting from chemical spill in a river. Environ. Sci. Technol. 10: 72–76.

NIOSH/OSHA. 1981. Occupational health guideline for chloroform. *In* Occupational Health Guidelines for Chemical Hazards. F.W. Mackison, R.S. Stricoff and L.J. Partridge, Jr. (eds.). National Institute for Occupational Safety and Health/Occupational Safety and Health Administration DHHS(NIOSH) Publication 81-123, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.

Oliver, B.G. and C.W. Pugsley. 1986. Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments. Water Pollut. Res. J. Can. 21(3): 368–379.

O'Neill, H.J. and K.G. MacKeigan. 1987. Data Summary Report. Federal–Provincial Drinking Water Sources Toxic Chemical Study. Water Quality Branch, Atlantic Region, Environment Canada, Moncton, N.B.

OMOE. 1983. Ontario Drinking Water Objectives. Revised 1983. Ontario Ministry of the Environment.

OMOE. 1989. Computer printout of water treatment plant data. Ontario Ministry of the Environment.

Otson, R. 1987. Purgeable organics in Great Lakes raw and treated water. Int. J. Environ. Anal. Chem. 31(1): 41–53.

Otson, R., D.T. Williams, and P.D. Bothwell. 1982. Volatile organic compounds in water at 30 Canadian potable water treatment facilities. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 65: 1370.

Patterson, R.J., R.E. Jackson, B.W. Graham, C. Chaput and M. Priddle. 1985. Retardation of toxic chemicals in a contaminated outwash aquifer. Water Sci. Technol. 17(9): 57–70.

Pearson, C.R. and G. McConnell. 1975. Chlorinated C1 and C2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London Ser. B 189: 305–332.

Pecher, K. and R. Herrmann. 1986. Behavior of chloroform from pulp bleaching in an ice-covered Finnish lake. Sci. Total Environ. 48(1–2): 123–132.

Piet, G.J. 1981. Soil mobility of dichlorobromomethane in water infiltration studies along the Rhine River. Stud. Environ. Sci. 17: 557–564.

Radding, S.B. and D.H. Linn. 1977. Review of the Environmental Fate of Many Selected Chemicals. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-560/5-77-003. PB-267 121.

Rathbun, R.E. and D.Y. Tai. 1981. Technique for determining the volatilization coefficients of priority pollutants in streams. Water Res. 15: 243–250.

Rittman, B.E. and P.L. McCarty. 1980a. Utilization of dichloromethane by suspended and fixed-film bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 39(6): 1225–1226.

Rittman, B.E. and P.L. McCarty. 1980b. Model of steady state biofilm kinetics. Biotech. Bioeng. 22: 2343–2357.

Roberts, P.V., M.N. Goltz and D.M. Mackay. 1986. Natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: 3. Retardation estimates and mass balances for organic solutes. Water Resour. Res. 22(13): 2047–2058.

Rook, J.I. 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. Water Treat. Exam. 23: 234–243.

Sabljic, A. 1987. On the prediction of soil sorption coefficients of organic pollutants from molecular structure: Application of molecular topology model. Environ. Sci. Technol. 21: 358–366.

Sax, N.I. and R.J. Lewis. 1989. Dangerous Properties of Industrial Materials. Vols 1–3. 7th ed. Van Nostrad Reinhold Co., New York.

Shackelford, W.M., D.M. Cline, L. Faas and G. Kurth. 1983. An evaluation of automated spectrum matching for survey identification chromatography–mass spectrometry. Anal. Chim. Acta 146: 15–27.

Slooff, W., D. De Zwart and J.M. Marquenie. 1983. Detection limits of a biological monitoring system for chemical water pollution based on mussel activity. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30(4): 400–405.

Stanford Research Institute. 1975a. Fluorinated Hydrocarbons—Salient Statistics. Chemical Economics Handbook Series 658. p. 2030.

Stanford Research Institute. 1975b. Research Program on Hazard Priority Ranking of Manufactured Chemicals. Phase II—Final Report. Menlo Park, Calif. SRI Project ECU-3386. pp. 41–60.

Stover, E.L. and D.F. Kincannon. 1983. Biological treatability of specific organic compounds found in chemical industry waste waters. J. Water Pollut. Control Fed. 55: 97–109.

Su, C. and E.D. Goldberg. 1976. Environmental concentrations and fluxes of some halocarbons. *In* Marine Pollutant Transfer. H.L. Windom and R.A. Duce (eds.). Lexington Books, Lexington, Mass. pp. 353-374.

Tabak, H.H., S.A. Quave and C.I. Mashni. 1981. Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds. J. Water Pollut. Control Fed. 53: 1503–1518.

The Merck Index. 1989. 11th edition. S. Budavari, M.J. O'Neil, A. Smith and P.E. Heckelman (eds.). Merck & Co., Rahway, N.J.

Turoski, V.E., D.L. Woltman and B.F. Vincent. 1983. Determination of organic priority pollutants in the paper industry by GC/MS. Tappi 66: 89–90.

U.S. EPA. 1977. Chloromethane: Part II. Biological properties. *In* Initial Report of the TSCA Interagency Testing Committee and Information Dossiers on substances designated. TSCA Interagency Committee, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/10-78-001, PB 275 367.

U.S. EPA. 1980a. Ambient Water Quality Criteria for Halomethanes. U.S. Environmental Protection Agency Springfield, Va. EPA-440/5-80-051.

U.S. EPA. 1980b. Office of Drinking Water; Criteria Document: Carbon Tetrachloride. U.S. Environmental Protection Agency. Contract No. 2-800-00-200-19. p. 14.

U.S. EPA. 1981a. Treatability Manual. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/282-001a. pp. I.12.1–I.12.5.

U.S. EPA. 1981b. Removal of dichlorofluoromethane and trichlorofluoromethane from the toxic pollutant list under section 307(a)(1) of the Clean Water Act. 46 CFR Part 401. Fed. Regist. 46(5): 2266.

U.S. EPA. 1984. Health Assessment Document for Carbon Tetrachloride. Final Report. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/8-82-001F.

U.S. EPA. 1985. Health and Environmental Effects Profile for Bromochloromethanes. U.S. Environmental Protection Agency. ECAO-CIN-P122

U.S. EPA. 1987. Health Advisories. Office of Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency.

U.S. EPA. 1989. Chemical Fate Rate Constants for SARA Section 313 Chemicals and Superfund Health Evaluation Manual Chemicals. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 68-02-4254 Versar Task 176. SRC F0107-10. EPA 68-C8-0004. SRC F0111-119.

U.S. EPA. 1990a. News briefs. *In* Toxic Material News, 18 July. p. 290.

U.S. EPA. 1990b. Quality Criteria for Water—1990. Criteria and Standards Division, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Versar Inc. 1979. Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Monitoring and Data Support Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/4-79-029.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

Voss, R.H. 1983. Chlorinated neutral organics in biologically treated bleached kraft mill effluents. Environ. Sci. Technol. 17: 530–537.

Wallin, B.K. and A.J. Condren. 1981. Fate of Toxic and Non-conventional Pollutants in Waste Water Treatment Systems Within the Pulp, Paper and Paperboard Industry. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/2-81-158.

Wegman, R.C.C., P.A. Greve, H. De Heer and P. Hamaker. 1981. Methyl bromide and bromide ion in drainage water after leaching of glasshouse soils. Water Air Soil Pollut. 16(1): 3–11.

WHO. 1984a. Environmental Health Criteria 32. Methylene Chloride. World Health Organization, Geneva.

WHO. 1984b. World Health Organization Guidelines For Drinking Water Quality: Vol. 2. Health Criteria and Other Supporting Information. World Health Organization, Geneva.

Wilson, J.T., C.G. Enfield, W.J. Dunlap, R.L. Cosby, D.A. Foster and L.B. Baskin. 1981. Transport and fate of selected organic pollutants in a sandy soil. J. Environ. Qual. 10:501–506.

Wilson, J.T., R.L. Cosby and G.B. Smith. 1984. Potential for Biodegradation of Organo-chlorine Compounds in Groundwater. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/D-84-138.

Wolverton, B.C. and R.C. McDonald-McCaleb. 1986. Biotransformation of priority pollutants using biofilms and vascular plants. J. Miss. Acad. Sci. 31: 79–89.

Yang, J. and R.E. Speece. 1986. The effects of chloroform toxicity on methane fermentation. Water Res. 20(10): 1273–1279.

Zoeteman, B.C., K. Harmsen, J.B. Linders, C.F. Morra and W. Slooff. 1980. Persistent organic pollutants in river water of the Netherlands. Chemosphere 9: 231–249.

ANNEXE X

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DE L'EAU AU CANADA
MISE À JOUR (MARS 1992)

Table des matières

		page
X.1	INTRODUCTION	X-1
X.2	ORGANOÉTAINS	X-1
X.2.1	Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable	X-1
X.2.1.1	Recommandations existantes pour l'eau potable	X-1
X.2.1.2	Exposition au Canada	X-1
X.2.1.3	Traitement de l'eau	X-1
X.2.2	Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives	X-2
X.2.3	Vie aquatique d'eau douce	X-2
X.2.3.1	Recommandations	X-2
X.2.3.1.1	Tributylétains (recommandation provisoire)	X-2
X.2.3.1.2	Triphénylétains (recommandation provisoire)	X-2
X.2.3.2	Sommaire des recommandations existantes	X-2
X.2.3.3	Justification	X-2
X.2.3.3.1	Tributylétains	X-3
X.2.3.3.2	Triphénylétains	X-3
X.2.3.3.3	Autres organoétains	X-3
X.2.4	Vie aquatique marine	X-4
X.2.4.1	Recommandations	X-4
X.2.4.1.1	Tributylétains	X-4
X.2.4.2	Sommaire des recommandations existantes	X-4
X.2.4.3	Justification	X-4
X.2.4.3.1	Tributylétains	X-4
X.2.4.3.2	Autres organoétains	X-5
X.2.5	Applications agricoles	X-6
X.2.5.1	Irrigation	X-6
X.2.5.1.1	Recommandations	X-6
X.2.5.1.2	Justification	X-6
X.2.5.2	Eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage	X-6
X.2.5.2.1	Recommandations (provisoires)	X-6
X.2.5.2.2	Justification	X-6
X.2.6	Approvisionnement en eau industrielle	X-6
X.2.6.1	Recommandation	X-6
X.2.7	Données de base sur des paramètres spécifiques	X-6
X.2.7.1	Utilisations et production	X-6
X.2.7.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	X-8
X.2.7.3	Concentrations dans l'environnement	X-8
X.2.7.3.1	Méthylétains	X-8
X.2.7.3.2	Butylétains	X-9
X.2.7.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	X-9
X.2.7.4.1	Méthylétains	X-10
X.2.7.4.2	Butylétains	X-10
X.2.7.4.3	Phénylétains	X-10
X.2.7.4.4	Autres organoétains	X-10
X.2.8	Références	X-10
X.3	HALOMÉTHANES	X-13
X.3.1	Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable	X-14
X.3.1.1	Recommandations existantes pour l'eau potable	X-14
X.3.1.1.1	Trihalométhanes	X-14
X.3.1.1.2	Tétrachlorure de carbone	X-14

Table des matières (suite)

		page
X.3.1.1.3	Bromure de méthyle et chlorure de méthyle	X-14
X.3.1.1.4	Chlorure de méthylène	X-15
X.3.1.1.5	Dichlorofluorométhane	X-16
X.3.1.1.6	Trichlorofluorométhane	X-16
X.3.1.2	Exposition au Canada	X-16
X.3.1.3	Traitement de l'eau	X-17
X.3.2	Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives	X-17
X.3.2.1	Recommandation	X-17
X.3.3	Vie aquatique d'eau douce	X-18
X.3.3.1	Recommandations (provisoires)	X-18
X.3.3.2	Sommaire des recommandations existantes	X-18
X.3.3.3	Justification	X-18
X.3.3.3.1	Chloroforme	X-18
X.3.3.3.2	Tétrachlorure de carbone	X-19
X.3.3.3.3	Chlorure de méthylène	X-19
X.3.3.4	Lacunes dans les données	X-19
X.3.4	Applications agricoles	X-20
X.3.4.1	Irrigation	X-20
X.3.4.1.1	Recommandations	X-20
X.3.4.2	Eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage	X-20
X.3.4.2.1	Recommandations (provisoires)	X-20
X.3.4.2.2	Justification	X-20
X.3.5	Approvisionnement en eau industrielle	X-21
X.3.5.1	Recommandation	X-21
X.3.6	Données de base sur les paramètres spécifiques	X-21
X.3.6.1	Utilisations et production	X-21
X.3.6.1.1	Chloroforme	X-21
X.3.6.1.2	Tétrachlorure de carbone	X-21
X.3.6.1.3	Bromoforme	X-22
X.3.6.1.4	Bromure de méthyle	X-22
X.3.6.1.5	Chlorure de méthyle	X-22
X.3.6.1.6	Chlorure de méthylène	X-23
X.3.6.1.7	Chlorodibromométhane	X-23
X.3.6.1.8	Dichlorobromométhane	X-23
X.3.6.1.9	Dichlorodifluorométhane	X-23
X.3.6.1.10	Trichlorofluorométhane	X-23
X.3.6.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	X-24
X.3.6.2.1	Chloroforme	X-24
X.3.6.2.2	Tétrachlorure de carbone	X-24
X.3.6.2.3	Bromoforme	X-24
X.3.6.2.4	Bromure de méthyle	X-24
X.3.6.2.5	Chlorure de méthyle	X-24
X.3.6.2.6	Chlorure de méthylène	X-24
X.3.6.2.7	Chlorodibromométhane	X-25
X.3.6.2.8	Dichlorobromométhane	X-25
X.3.6.2.9	Dichlorofluorométhane	X-25
X.3.6.2.10	Trichlorofluorométhane	X-25
X.3.6.3	Concentrations dans l'environnement	X-25
X.3.6.3.1	Eaux souterraines	X-25
X.3.6.3.2	Eaux superficielles	X-25
X.3.6.3.3	Sédiments	X-26

Table des matières (suite)

		page
X.3.6.3.4	Biote aquatique	X-27
X.3.6.4	Devenir et comportement dans le milieu aquatique	X-27
X.3.6.4.1	Chloroforme	X-27
X.3.6.4.2	Tétrachlorure de carbone	X-28
X.3.6.4.3	Bromoforme	X-29
X.3.6.4.4	Bromure de méthyle	X-29
X.3.6.4.5	Chlorure de méthyle	X-30
X.3.6.4.6	Chlorure de méthylène	X-30
X.3.6.4.7	Chlorodibromométhane	X-31
X.3.6.4.8	Dichlorobromométhane	X-32
X.3.6.4.7	Chlorodibromométhane	X-32
X.3.6.4.9	Dichlorodifluorométhane	X-32
X.3.6.4.10	Trichlorofluorométhane	X-32
X.3.7	Références	X-33

Liste des tableaux

X-1	Principales utilisations des organoétains au Canada	X-7
X-2	Recommandations pour la qualité des eaux : halométhanes	X-15

ANNEXE X

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DE L'EAU AU CANADA : MISE À JOUR (MARS 1992)

X.1 INTRODUCTION

Les recommandations pour la qualité des eaux sont utilisées par les organismes des provinces et des territoires canadiens et du gouvernement fédéral pour évaluer les problèmes de qualité des eaux et pour gérer les diverses utilisations des ressources en eau. Reconnaissant que les recommandations pour la qualité des eaux prennent de plus en plus d'importance dans ce processus, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (auparavant le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement) a demandé à son Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux d'élaborer des recommandations pour la qualité des eaux applicables aux conditions canadiennes.

Il y a lieu de souligner que les recommandations indiquées dans le présent document ne constituent pas des valeurs assurant la qualité des eaux partout au Canada. Il faudra tenir compte des conditions locales au moment de leur application. Les recommandations seront aussi mises à jour au fur et à mesure que l'on disposera de nouvelles données. Chaque recommandation publiée dans le présent rapport est un résumé des documents de base scientifiques portant sur chaque composé étudié. Les documents connexes détaillés sont publiés dans la Série Scientifique d'Environnement Canada, et on devrait les consulter si on désire obtenir plus d'information.

X.2 ORGANOÉTAINS

Cette section développe l'information présentée à la section 6.3.10 sur les organoétains. La famille des organoétains comprend de nombreux composés possédant une liaison carbone-étain. Vu l'insuffisance de données sur la plupart des organoétains, le présent document porte essentiellement sur trois groupes de ces composés : les méthylétains, les butylétains et les phénylétains. On a suivi la pratique courante pour désigner les organoétains, c'est-à-dire qu'on désigne le radical (p. ex., tributylétain) comme s'il s'agissait d'un composé. En fait, le cation tributylétain peut être associé à différents anions (p. ex. chlorures, hydroxydes, acétates).

X.2.1 Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable

X.2.1.1 Recommandations existantes pour l'eau potable

Au Canada, le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable n'a pas proposé de concentrations maximales pour ces composés (Santé et Bien-être social Canada, 1989).

Ni la U.S. Environmental Protection Agency (EPA), ni l'Organisation mondiale de la santé n'ont recommandé de concentrations acceptables d'organoétains dans l'eau potable. Toutefois, en Union soviétique en 1973, les concentrations admissibles maximales de chlorure de dibutylétain et de tétraéthylétain dans l'eau potable étaient de 0,002 et 0,050 $mg \cdot L^{-1}$, respectivement (OMOE, 1989). De plus, l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO/OMS) a recommandé des doses journalières admissibles (DJA) de 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ de triphénylétains (Bock, 1981) et de 7,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tricyclohexylétains (McCollister et Schober, 1975). Schweinfurth et Gunzel (1987) ont recommandé une DJA de 3,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tributylétains.

X.2.1.2 Exposition au Canada

On n'a pas trouvé de mesures des organoétains dans les eaux traitées au Canada. On a détecté des méthylétains et des butylétains dans l'eau du robinet aux États-Unis (Braman et Tompkins, 1979) et dans les effluents d'installations d'épuration en Suisse (Mueller, 1987).

X.2.1.3 Traitement de l'eau

On n'a pas trouvé de publications portant sur l'élimination des organoétains par les techniques classiques de traitement de l'eau. Zuckerman et coll. (1978) ont cité une méthode d'absorption sur du charbon actif, utilisée par des auteurs russes pour épurer des eaux polluées par les organoétains.

X.2.2 Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives

Une odeur, un goût ou une couleur désagréables peuvent nuire à l'aspect esthétique des eaux récréatives. Bien que les vapeurs dégagées par les éthylétains concentrés aient une forte odeur âcre (Zuckerman et coll., 1978), on n'a trouvé aucune donnée à l'effet que ce groupe de composés a déjà été détecté dans les eaux naturelles. On a constaté que de nombreux organoétains (p. ex., le chlorure de tributylétain) irritent fortement la peau lorsqu'ils sont concentrés (Schweinfurth et Gunzel, 1987), mais il est peu probable que des irritations se produisent aux concentrations trouvées dans l'environnement jusqu'à présent. On n'a pas trouvé de données publiées relatives aux effets organoleptiques d'autres organoétains sur l'eau ou la chair des poissons.

Le biote aquatique est relativement vulnérable à de faibles concentrations de tributylétains et de triphénylétains, et des recommandations (permanentes ou provisoires) ont déjà été formulées à cet égard. Cependant, l'eau contenant des organoétains à des concentrations pouvant être nuisibles aux utilisations récréatives de l'eau serait déjà gravement contaminée du point de vue des organismes aquatiques. Comme le CCME formule des recommandations pour protéger les utilisations les plus vulnérables de l'eau au Canada, aucune concentration maximale n'est donc recommandée pour aucun organoétain dans le cas de la qualité des eaux recréatives. Bien qu'on ait détecté des méthylétains et d'autres butylétains dans des échantillons prélevés dans l'environnement canadien, rien n'indique que ces composés pourraient nuire à la qualité et aux aspects esthétiques des eaux récréatives.

X.2.3 Vie aquatique d'eau douce

X.2.3.1 Recommandations

Sauf indication contraire, les concentrations indiquées dans les présentes recommandations et les justifications correspondantes désignent les concentrations des cations organoétains (p. ex., Bu_2Sn^{++}).

X.2.3.1.1 Tributylétains (recommandation provisoire)

Il existe suffisamment de données sur la toxicité de ces composés en milieu aquatique pour que l'on puisse recommander à titre provisoire une concentration maximale de 0,008 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tributylétains dans l'eau afin de protéger la vie aquatique d'eau douce.

Pour que cette recommandation devienne permanente, on devra disposer d'études d'exposition chronique effectuées sur une espèce de poisson d'eau froide et une espèce d'invertébré autre que des cladocères, ainsi qu'une étude de toxicité aiguë ou chronique sur une plante ou une algue.

X.2.3.1.2 Triphénylétains (recommandation provisoire)

Il existe suffisamment de données sur la toxicité de ces composés en milieu aquatique pour que l'on puisse recommander à titre provisoire une concentration maximale de 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$ de triphénylétains dans l'eau afin de protéger la vie aquatique d'eau douce.

Pour que cette recommandation devienne permanente, on devra disposer de deux études additionnelles sur les poissons (dont une espèce d'eau froide, et une étude sur les effets chroniques de ces composés), deux études de toxicité chronique effectuées sur deux espèces d'invertébrés, ainsi qu'une étude sur une espèce de plante ou d'algue.

X.2.3.2 Sommaire des recommandations existantes

En ce qui concerne les tributylétains, la U.S. EPA a proposé des critères de qualité pour l'eau douce (Federal Register, 1989). Les organismes aquatiques d'eau douce et les utilisations qui en sont faites ne devraient pas être perturbés de façon inacceptable si la concentration moyenne de tributylétains pendant 4 jours ne dépasse pas 0,026 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne, et si la concentration moyenne sur une heure ne dépasse pas 0,149 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne. La U.S. EPA a constaté qu'il n'y avait pas suffisamment d'informations pour proposer des critères pour les autres organoétains. Le Royaume-Uni a adopté pour les eaux de la mer une concentration cible de la qualité de l'environnement de 20 $ng \cdot L^{-1}$ de tributylétains en 1985, et une norme de qualité de l'environnement de 2 $ng \cdot L^{-1}$ de tributylétains en 1989 (Abel et coll., 1987; Cleary, 1990). Au Canada, aucune recommandation portant sur les organoétains dans l'eau douce n'a encore été établie.

X.2.3.3 Justification

L'étain dans un composé minéral est généralement considéré comme non toxique, car aux pH physiologiques, le métal ne réagit pas et les oxydes sont insolubles. Toutefois, l'adjonction de groupes alkyle ou aryle à l'atome d'étain, par une liaison Sn–C, en augmente beaucoup la toxicité pour le biote aquatique. L'adjonction séquentielle de groupes organiques dans toute série R_nSnX_{4-n} donne lieu à un effet toxique maximal lorsque n = 3 (c.-à-d., les triorganoétains) (Blunden et Chapman, 1982).

Les coefficients de partage octanol/eau modérément élevées pour de nombreux organoétains, notamment les tributylétains, indiquent qu'ils peuvent se bioaccumuler (CNRC, 1985). Les facteurs de bioconcentration publiés couvrent plusieurs ordres de grandeur, la valeur maximale étant de 250 000 chez l'escargot *Nucella lapillus* après une exposition de 540 jours, et la valeur minimale de 0,001–0,002 $\mu g \cdot L^{-1}$ de Sn dans les tributylétains (Gibbs et coll. 1988).

X.2.3.3.1 Tributylétains

Il y a sept études primaires portant sur la toxicité aiguë des tributylétains pour les poissons d'eau douce. Les CL_{50} - 96 h variaient de 2,6 à 12,7 $\mu g \cdot L^{-1}$. Dans des essais d'exposition chronique effectués sur des têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) après leur éclosion, le NMEO pendant 33 jours pour la croissance était de 0,08 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Brooke et coll., 1986). Pour le guppy (*Poecilia reticulata*), un poisson d'eau douce non indigène, le NMEO pendant 90 jours pour les modifications histopathologiques était de 0,031 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Wester et Canton, 1987).

Chez les invertébrés étudiés, on a trouvé que c'est l'espèce *Hydra* qui était la plus vulnérable aux tributylétains, avec une CE_{50} (tentacules raccourcies) de 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ à la suite d'une exposition de 96 h (Brooke et coll., 1986). Dans la seule étude de toxicité chronique acceptable, Brooke et coll. (1986) ont observé une réduction importante du nombre de jeunes *Daphnia magna* ayant survécu à une concentration de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tributylétains après une exposition de 21 jours.

Wong et coll. (1982) ont étudié les effets des tributylétains sur les algues d'eau douce, et ont trouvé la plus forte réaction chez un regroupement mixte d'algues provenant du lac Ontario, pour lequel on a obtenu une CI_{50} -4 h (réduction de 50 % de la production primaire) de 0,003 $mg \cdot L^{-1}$. Les réactions correspondantes pour les différentes espèces d'algues étaient comprises entre 0,013 et 0,02 $mg \cdot L^{-1}$.

Dans une étude acceptable portant sur une espèce indigène d'eau douce, on a obtenu un NMEO de 0,08 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Brooke et coll., 1986). Il importe de souligner ici que cette valeur a été obtenue en début de cycle reproductif chez l'espèce étudiée, en l'occurrence des têtes-de-boule juste après leur éclosion. Conformément à la procédure du CCME pour l'établissement des recommandations, la valeur NMEO a été réduite par un facteur de sécurité de 10, d'où une recommandation provisoire de 0,008 $\mu g \cdot L^{-1}$.

X.2.3.3.2 Triphénylétains

Les concentrations produisant des effets aigus chez les poissons d'eau douce sont comprises entre 3,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CE_{50}-96 h pour changement du comportement) pour les têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) à l'état larvaire (Jarvinen et coll., 1988) et 860 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CL_{50}-24 h) pour l'anguille (*Anguilla anguilla*) (Gras et Rioux, 1965). Dans une étude avec exposition continue pendant 30 jours, on a constaté qu'une concentration de triphénylétains de 0,22 $\mu g \cdot L^{-1}$ réduisait grandement la croissance des têtes-de-boule à l'état larvaire (Jarvinen et coll., 1988). Chez les invertébrés, on a trouvé que le cladocère (*Ceriodaphnia dubia*) était l'espèce la plus sensible, avec une CE_{50} - 48 h (immobilisation) de 10,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Kline et coll., 1989). Parmi les invertébrés testés, le plus tolérant était l'isopode (*Asellus aquaticus*), avec une CL_{50} - 48 h de 660 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Cotta-Ramusino et Doci, 1987).

On a exposé aux triphénylétains trois espèces d'algues, ainsi qu'un regroupement mixte provenant du lac Ontario. Les réactions observées allaient d'une CI_{50} - 4 h de 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$, dans le cas du regroupement mixte d'algues, à 40 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la chlorophycée (*Scenedesmus quadricauda*) (Wong et coll., 1982).

Le plus faible NMEO obtenu avec une espèce indigène d'eau douce a été de 0,22 $\mu g \cdot L^{-1}$ chez des têtes-de-boule à l'état larvaire (Jarvinen et coll., 1988). Conformément à la procédure du CCME pour l'établissement des recommandations, cette valeur a été réduite par un facteur de sécurité de 10, ce qui donne une recommandation provisoire de 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$ de triphénylétains.

X.2.3.3.3 Autres organoétains

Peu d'études ont porté sur les effets toxiques des méthylétains sur le biote aquatique. Dans des essais d'exposition aiguë avec *Daphnia magna*, Vighi et Calamari (1985) ont obtenu des CI_{50} - 24 h de 50, 65, 0,39 et 40 $mg \cdot L^{-1}$ pour les mono-, di-, tri- et tétraméthylétains, respectivement. Wong et coll. (1982) ont exposé trois espèces d'algues d'eau douce à des méthylétains, et ils ont constaté que la chlorophycée (*Scenedesmus quadricauda*) était l'espèce la plus vulnérable, avec des CI_{50} - 4 h (réduction de 50 % de la production primaire) de 4,1 et 2,6 $mg \cdot L^{-1}$ pour les di- et triméthylétains, respectivement. Toutefois, les données étaient insuffisantes pour permettre l'établissement de recommandations permanentes ou provisoires pour les méthylétains.

On a trouvé deux études acceptables sur les effets chroniques des autres butylétains sur les organismes d'eau douce. Wester et Canton (1987) ont obtenu un NMEO - 30 j de 245 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour des modifications histopathologiques chez des guppys (*Poecilia reticulata*) exposés aux dibutylétains. Dans des essais de toxicité aiguë effectués sur de jeunes *Daphnia magna*, Vighi et Calamari (1985) ont obtenu des CI_{50} - 24 h de 690 et 30 400 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les di- et les monobutylétains, respectivement. Dans des essais effectués sur l'algue d'eau douce (*Ankistrodesmus falcatus*), Wong et coll. (1982) ont obtenu des CI_{50} - 4 h de 25 et 6,8 $mg \cdot L^{-1}$ pour les mono- et les dibutylétains, respectivement. Toutefois, les données étaient insuffisantes pour permettre l'établissement de recommandations provisoires ou permanentes pour les tétra-, di- ou monobutylétains.

Il y a peu de données sur la toxicité des autres phénylétains. Dans des essais effectués sur de jeunes *Daphnia magna*, Vighi et Calamari (1985) ont obtenu une CI_{50} - 24 h de 520 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les diphénylétains. Wong et coll. (1982) ont fait état de CI_{50} - 4 h de 8000 et 19 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les effets des di- et monophénylétains, respectivement, sur la production primaire de la chlorophycée (*Ankistrodesmus falcatus*). Toutefois, les données étaient insuffisantes pour permettre l'élaboration de recommandations permanentes ou provisoires pour les tétra-, di- ou monophénylétains.On a également étudié

quelques organoétains qui ne font pas partie des méthylétains, butylétains ou phénylétains. Vighi et Calamari (1985) ont obtenu des CI_{50} - 24 h de 2800 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les diéthylétains, de 190 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les triéthylétains, de 32 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les tripropylétains et 1180 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les tétrapropylétains dans des essais réalisés sur de jeunes *Daphnia magna*. Wong et coll. (1982) ont obtenu des CI_{50} - 4 h de 16 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les diéthylétains, de 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les triéthylétains et de 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les tripropylétains avec l'algue *Ankistrodesmus falcatus*. Toutefois, les données étaient insuffisantes pour permettre l'établissement de recommandations provisoires ou permanentes pour les éthylétains et les propylétains.

X.2.4 Vie aquatique marine

X.2.4.1 Recommandations

X.2.4.1.1 Tributylétains

La concentration de tributylétains dans les eaux salées ou estuariennes ne devrait pas dépasser 0,001 $\mu g \cdot L^{-1}$, afin de protéger et de préserver la vie aquatique marine.

X.2.4.2 Sommaire des recommandations existantes

En ce qui concerne les tributylétains, la U.S. EPA a proposé des critères pour l'environnement marin (Federal Register, 1989). Les organismes aquatiques marins et les utilisations qui en sont faites ne devraient pas être perturbés de façon inacceptable si la concentration moyenne de tributylétains pendant 4 jours ne dépasse pas 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans, et si la concentration moyenne sur 1 heure ne dépasse pas 0,266 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans.

X.2.4.3 Justification

X.2.4.3.1 Tributylétains

Des études primaires ont été effectuées dans un milieu à circulation continue et avec mesure des concentrations de tributylétains, sur trois espèces de poissons marins. On a effectué des essais de toxicité chronique avec des tributylétains sur l'alose tyran juvénile (*Brevoortia tyrannus*) et sur la larve du prête de marée (*Menidia beryllina*) (Hall et coll., 1988). L'exposition de ces deux espèces de poissons pendant 28 j à des concentrations de tributylétains de 0,093 et 0,49 $\mu g \cdot L^{-1}$ n'a pas eu d'effets notables sur leur taux de survie, et n'a pas provoqué de modifications histologiques importantes. Toutefois, on a constaté chez *Menidia beryllina* une réduction importante de la croissance aux deux concentrations de tributylétains utilisées dans l'essai. Dans une autre étude, Pinkney et coll. (1985) ont déterminé les concentrations de tributylétains provoquant un comportement d'évitement chez le fondulus hétéroclite (*Fundulus heteroclitus*), pendant une exposition de 40 min. Le NMEO pour cet essai était de 3,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ en Sn; par contre, à une concentration de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$, quatre des six groupes témoins de poissons ont également eu un comportement d'évitement. Par conséquent, on ne peut considérer cette dernière concentration comme un NMEO (aucune concentration moindre n'a été testée).

La base de données sur la toxicité des tributylétains pour les invertébrés marins est abondante et comprend 14 études primaires. Les essais d'exposition aiguë indiquent que la vulnérabilité aux tributylétains chez cinq espèces d'invertébrés marins est variée, allant d'une CL_{50} - 96 h de 0,42 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la myside juvénile (*Acanthomysis sculpta*) (Davidson et coll., 1986a, 1986b), à 19,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le bouquet (*Palaemonetes pugio*) (Clark et coll., 1987). Les essais d'exposition chronique ont également indiqué que les cinq espèces d'invertébrés marins étudiées jusqu'à date présentent une plage étroite de vulnérabilité aux tributylétains. Les réactions indiquées dans les études primaires vont d'un NMEO - 6 j (réduction du taux de survie) de 0,023 – 0,024 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les nauplius du copépode (*Acartia tonsa*) (Bushong et coll., 1990), à une CL_{50} - 66 j de 0,97 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la moule commune (*Mytilus edulis*) (Valkirs et coll., 1987). Toutefois, dans plusieurs études secondaires, on a trouvé des effets importants à des concentrations plus faibles. On a observé chez le naissain de l'huître (*Crassostrea gigas*) une réduction importante de la capacité de compenser l'hypoxie à une concentration de 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tributylétains (Lawler et Aldrich, 1987), et chez le pourpre de l'Atlantique (*Nucella lapillus*), on a constaté un pourcentage élevé d'imposexe à des concentrations de 0,019 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Bryan et coll., 1986).

Dans la seule étude primaire portant sur les plantes marines, Beaumont et Newman (1986) ont déterminé que les espèces de microalgues *Pavlova lutheri*, *Dunaliella tertiolecta* et *Skeletonema costatum* éprouvaient toutes une réduction importante de la croissance à une concentration de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tributylétains (aucune concentration inférieure n'a été testée). Dans des essais d'exposition aiguë aux tributylétains, essais classés comme secondaires, on a observé diverses réactions, allant d'une CE_{50} - 72 h (réduction de la croissance) de 0,30 – 0,36 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la diatomée *Skeletonema costatum* (Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh, 1986), à un NMEO – 30 min (réduction de l'absorption de nitrate, de phosphate et de silicate) de 29,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Thomas et Robinson, 1987).

D'après les données disponibles, l'organisme marin le plus vulnérable, parmi ceux qui ont été étudiés, est le naissain de l'huître *Crassostrea gigas*, pour lequel on a observé une importante réduction de sa capacité de compenser l'hypoxie en présence de 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'oxyde de bis(tributylétain) (Lawler et Aldrich, 1987). Par conséquent, en appliquant un facteur de sécurité de 10 au

NMEO mesuré, on a obtenu une recommandation pour la qualité de l'eau au Canada de 0,001 $\mu g \cdot L^{-1}$.

X.2.4.3.2 Autres organoétains

En ce qui concerne les méthylétains, on dispose de données acceptables de toxicité seulement dans le cas d'une espèce marine d'invertébré et de deux espèces marines de diatomées. Dans les études effectuées sur le crabe de vase (*Rhithropanopeus harrisii*), on a obtenu des CL_{50} - 14 j de 92 $\mu g \cdot L^{-1}$ avec l'hydroxyde de triméthylétain et de 13,7 $mg \cdot L^{-1}$ avec le dichlorure de diméthylétain (Laughlin et coll., 1984, 1985; Laughlin, 1987). Pour le *Skeletonema costatum*, les CE_{50} - 72 h pour la croissance de la population allaient de 42,6–43,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le cation monométhylétain à 173–176 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les triméthylétains. Pour cette espèce, les valeurs CL_{50} - 72 h pour les diméthylétains dépassaient 250 $\mu g \cdot L^{-1}$ (mort des cellules individuelles déterminées par coloration) (Walsh et coll., 1985, 1987; Walsh, 1986). Chez une autre espèce de diatomée, *Thalassiosira pseudonana*, Walsh et coll. (1985) ont observé pour la croissance de la population des CE_{50} de 190–192 et de 284–287 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les mono- et les triméthylétains, respectivement. Ces études ont été jugées secondaires, car les concentrations de méthylétains n'ont pas été mesurées pendant les essais. Toutefois, les données étaient insuffisantes pour que l'on puisse établir des recommandations provisoires ou permanentes pour les méthylétains.

On a trouvé des études acceptables sur la toxicité des dibutylétains pour une seule espèce d'invertébré marin, mais aucune pour les poissons marins. Pour le zoé du crabe de vase (*Rhithropanopeus harrisii*), on a obtenu une CL_{50} - 14 j de 661 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Laughlin et coll. 1984, 1985; Laughlin, 1987). Les réactions à l'exposition aiguë aux dibutylétains allaient d'une CE_{50} - 72 h de 23 – 53 $\mu g \cdot L^{-1}$ chez *Skeletonema costatum* (Walsh et coll. 1985, 1987; Walsh 1986) à une CL_{50} - 72 h de 300 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la même espèce (Walsh et coll. 1985). Pareillement, on a obtenu, après une exposition aiguë aux tétrabutylétains, des réactions allant d'une CE_{50} - 72 h de 17,2 – 17,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Skeletonema costatum* (Walsh et coll., 1985, 1987; Walsh, 1986) à une CL_{50} - 72 h de 500 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la même espèce (Walsh et coll., 1985). On n'a trouvé aucune étude pouvant être classée comme primaire ou secondaire et portant sur la toxicité des monobutylétains pour les plantes, les invertébrés ou les poissons marins. Les données étaient insuffisantes pour que l'on puisse établir des recommandations provisoires ou permanentes pour les tétra-, di- ou monobutylétains.

Il existe très peu de données sur la toxicité des phénylétains sur le biote marin. Dans le seul essai de toxicité portant sur des espèces de poissons marins, Linden et coll. (1979) ont obtenu une CL_{50} - 96 h comprise entre 320 et 440 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'ablette commune (*Alburnus alburnus*), dans une étude d'exposition aux triphénylétains, qui a été classée secondaire. En ce qui concerne les invertébrés marins, la seule étude primaire portait sur le bouquet (*Palaemonetes pugio*), pour lequel on a obtenu une CL_{50} - 96 h de 48,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ de triphénylétains (Clark et coll., 1987). Pour le crabe de vase (*Rhithropanopeus harrisii*), on a obtenu des CL_{50} - 14 j de 34 et 701 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les triphénylétains et les diphénylétains, respectivement, dans des études classées secondaires (Laughlin et coll., 1984, 1985; Laughlin, 1987). Il n'y a pas d'informations sur la toxicité des diphénylétains pour les poissons marins, ni sur la toxicité des monophénylétains pour les poissons et les invertébrés marins. Walsh et coll. (1985, 1987), et Walsh (1986) ont obtenu pour la diatomée marine *Skeletonema costatum* des CE_{50} - 72 h (diminution de la croissance) de 0,63 – 0,79 et de 20 – 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les tri- et les diphénylétains, respectivement. Les valeurs CL_{50} correspondantes étaient de 4,2 – 14,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les triphénylétains, et > 400 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les diphénylétains. Pour une autre diatomée marine, *Thalassiosira pseudonana*, on a obtenu des CE_{50} - 72 h de 1,0 – 1,3 et de 29 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les tri- et les diphénylétains, respectivement. Il n'y avait pas de données sur la toxicité des monophénylétains pour les plantes marines. Les données étaient insuffisantes pour que l'on puisse établir des recommandations provisoires ou permanentes pour les phénylétains.

En ce qui concerne les invertébrés, on possède des données toxicologiques pour une seule espèce, soit le crabe de vase (*Rhithropanopeus harrisii*), provenant d'une seule étude classée comme secondaire. Après 14 j d'exposition, on a obtenu les CL_{50} suivantes : 80,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le triéthylétain, 92,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le tripropylétain, 90 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le triisopropylétain, 26 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le triisobutylétain, 7,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le tricyclohexylétain, 2,58 $mg \cdot L^{-1}$ pour le diéthylétain, 2,86 $mg \cdot L^{-1}$ pour le dipropylétain, 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le dicyclohexylétain et 7,47 $mg \cdot L^{-1}$ pour le dibenzylétain (Laughlin et coll., 1984, 1985; Laughlin, 1987). On n'a pas trouvé de données sur la toxicité, pour les poissons marins, de l'éthylétain, du propylétain, du cyclohexylétain ou des autres organoétains non discutés précédemment. Walsh et coll. (1985, 1987) et Walsh (1986) ont réalisé une série d'essais de toxicité (jugés secondaires) sur des espèces de phytoplancton marin. Pour la diatomée *Skeletonema costatum*, on a obtenu des CE_{50} - 72 h (diminution de 50 % de la croissance de la population) de 3,2 et de 142 – 148 $\mu g \cdot L^{-1}$ avec le tri- et le tétraéthylétain, respectivement. Pour cette espèce, les CL_{50} - 72 h correspondantes étaient de 29 et > 500 $\mu g \cdot L^{-1}$. Chez une autre espèce de diatomée marine, *Thalassiosira pseudonana*, on a atteint la CE_{50} après une exposition de 72 h à 2,7 – 2,8 et 116 – 121 $\mu g \cdot L^{-1}$ au tri- et au tétraéthylétain, respectivement. D'après ces données limitées, il semble que le phytoplancton marin est plus vulnérable à une exposition toxique aiguë des éthylétains que le phytoplancton d'eau douce. Les données étaient insuffisantes pour que l'on puisse établir des recommandations provisoires ou permanentes pour les éthylétains, les propylétains, les isobutylétains, les cyclohexylétains ou les benzylétains.

X.2.5 Applications agricoles

X.2.5.1 Irrigation

X.2.5.1.1 Recommandations

Les données étudiées étaient insuffisantes pour que l'on puisse recommander des seuils de concentration pour tout organoétain afin de protéger et préserver les eaux d'irrigation au Canada.

X.2.5.1.2 Justification

Bien que Bock (1981) ait résumé les données publiées sur la phytotoxicité des triphénylétains, il a été impossible de formuler des recommandations en raison de la qualité généralement piètre de ces données.

X.2.5.2 Eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage

X.2.5.2.1 Recommandations (provisoires)

Les données sur la toxicité des tributylétains et des triphénylétains pour les mammifères étaient suffisantes pour que l'on puisse élaborer des recommandations visant à protéger et préserver l'eau servant à l'abreuvage du bétail. Le bétail (en particulier les vaches laitières) ne devrait pas être perturbé par des concentrations de tributylétains et de triphénylétains dans l'eau d'abreuvage ne dépassant pas 250 et 800 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectivement. En ce qui concerne les tricyclohéxylétains, il y avait suffisamment de données pour que l'on puisse recommander à titre provisoire une concentration maximale de 250 $\mu g \cdot L^{-1}$ de ces composés dans l'eau d'abreuvage, afin d'en assurer la protection et la préservation.

X.2.5.2.2 Justification

Les recommandations visant à protéger l'eau d'abreuvage du bétail au Canada sont fondées sur la consommation journalière maximale d'eau des vaches laitières. On a fait le calcul suivant afin d'établir la concentration maximale de tributylétains qui protège et préserve l'eau d'abreuvage :

$$\text{recommandation pour la qualité de l'eau au Canada} = [(3\ mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1} \times 0{,}1 \times 820\ kg) / 200\ L \cdot j^{-1}] \times 20\ \%$$

Dans ce calcul, 3 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ représente la dose minimale produisant un effet observé, publiée par Mushak et coll. (1982) (expériences réalisées sur des rats), 0,1 est le facteur de sécurité qui tient compte d'une exposition pendant la vie entière (CCMRE, 1987), 820 kg est le poids corporel maximal d'une vache laitière (W. Buckley, Agriculture Canada, comm. pers.), 200 $L \cdot j^{-1}$ est la consommation journalière maximale d'eau. Comme le bétail peut être exposé aux tributylétains par les voies alimentaires ou d'autres voies, on a utilisé dans les calculs un facteur de 20 % représentant la proportion présumée d'exposition due à l'ingestion d'eau potable (NAS, 1977). Ainsi, on obtient, comme recommandation pour la qualité de l'eau au Canada, une concentration maximale de 0,25 $mg \cdot L^{-1}$ (250 $\mu g \cdot L^{-1}$) de tributylétains, ce qui devrait assurer la protection et la préservation du bétail.

La plus forte réaction de longue durée a été observée chez les cobayes ayant ingéré dans leur ration de l'acétate de triphénylétain pendant 2 ans (Bock, 1981). Dans cette étude, on a observé des modifications histopathologiques importantes dans les cellules du foie et du coeur, à une dose de triphénylétain de 10 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$. En utilisant cette valeur comme dose journalière maximale, et en suivant le mode de calcul décrit ci-dessus pour les tributylétains, on obtient une concentration maximale pour l'eau d'abreuvage de 0,8 $mg \cdot L^{-1}$ (800 $\mu g \cdot L^{-1}$) de triphénylétains, concentration qui est recommandée pour assurer la qualité de l'eau au Canada.

Pour les tricyclohexylétains, McCollister et Schober (1975) ont obtenu un NMEO de 3 $mg \cdot kg^{-1}$ dans une étude d'ingestion d'une durée de 2 ans avec des chiens. D'après les résultats de cette étude et de la méthode d'établissement des recommandations présentée ci-dessus pour les tributylétains, il est recommandé que la concentration maximale de tricyclohexylétains dans l'eau d'abreuvage ne dépasse pas 0,25 $mg \cdot L^{-1}$ (250 $\mu g \cdot L^{-1}$) afin d'assurer la protection et la préservation de cette utilisation de l'eau.

X.2.6 Approvisionnement en eau industrielle

X.2.6.1 Recommandation

À l'heure actuelle, rien ne permet de croire que les organoétains peuvent avoir des effets nocifs pour les approvisionnements en eau industrielle. Cependant, tant qu'on n'aura pas réalisé une étude sur les besoins de l'industrie relatifs à la qualité de l'eau, on ne pourra pas établir de recommandations relatives à la présence des organoétains dans l'eau industrielle. Une telle étude est actuellement en cours, et des recommandations pour cette utilisation de l'eau seront formulées ultérieurement.

X.2.7 Données de base sur des paramètres spécifiques

X.2.7.1 Utilisations et production

Les organoétains sont caractérisés par la présence d'au moins une liaison Sn – C covalente. Dans le présent document, on utilise la formule R_nSnX_{4-n}, où (n = 1–4; R = alkyle ou aryle; X = anion associé). Tout dépendant du nombre de substituants organiques, on classe les organoétains en mono-, di-, tri- et tétraorganoétains. Dans les organoétains, la partie organique comprend, entre autres, les groupes méthyle, éthyle, propyle, butyle, octyle, phényle, cyclohexyle et benzyle, tandis que les anions

associés sont habituellement des chlorures, des fluorures, des oxydes, des hydroxydes, des carboxylates, ou des thiolates.

Bien que la synthèse des premiers organoétains remonte au milieu du XIX[e] siècle, leur utilisation généralisée comme stabilisants dans les huiles des transformateurs et les plastiques ne date que des années 1930. Les diverses utilisations des organoétains ont fait l'objet d'une étude approfondie par Blunden et coll. (1985). De nos jours, les organoétains sont utilisés dans trois domaines principaux : 1) stabilisants thermiques pour les polymères du polychlorure de vinyle (PVC); 2) biocides en industrie et en agriculture; et 3) catalyseurs industriels dans les réactions chimiques (Snoeij et coll., 1987). Plus des deux tiers de la production mondiale d'organoétains sert à la stabilisation des polymères de polychlorure de vinyle (Zuckerman et coll., 1978).

Les propriétés biocides des triorganoétains sont reconnues depuis 1954. Les tripropylétains, les tributyléta ins et les triphénylétains sont fortement fongicides et bactéricides. L'oxyde de bis(tributylétain) est très utilisé comme agent de préservation du bois, comme additif antisalissures dans les peintures marines, comme désinfectant dans les tours de refroidissement à l'eau et comme bactéricide dans les papeteries (Jones et coll., 1987). Les triphénylétains et les tributylétains ont des propriétés molluscicides, et on les a utilisés pour lutter contre les gastéropodes servant d'hôtes intermédiaires pour les maladies parasitaires humaines. Les composés de triphénylétain sont d'importants fongicides agricoles, car ils sont toxiques pour les principaux champignons qui infectent la pomme de terre et la betterave à sucre. Les tricyclohexylétains et les triphénylétains sont efficaces contre les mites et les tiques phytophages qui présentent une menace dans les vergers (Snoeij et coll., 1987).

Parmi les nombreux types d'organoétains utilisés en grande quantité au Canada (tableaux X-1), seul le dilaurate de dibutylétain y est fabriqué (CNRC, 1985). En 1981,

Tableau X-1. Principales utilisations des organoétains au Canada

Composés	Utilisations
Bis(isooctylmercaptoacétate) de dibutylétain	Stabilisant du polychlorure de vinyle utilisé pour les parements, les gouttières et les sous-faces
Dilaurylmercaptide de dibutylétain	Catalyseur pour la mousse de polyuréthane; complément de fourrage
2-éthylhexanoatestanneux[1]	Catalyseur pour la mousse de polyuréthane
Oxyde de dibutylétain	Précurseur du dilaurate de dibutylétain
Diacétate de dibutylétain	Catalyseur pour les mousses souples
Dilaurate de dibutylétain	Compléments alimentaires pour les poulets; catalyseur pour les uréthanes; et catalyseur d'estérification
Oxyde de bis(tributylétain)	Agent fongicide et bactéricide dans les tours de refroidissement à l'eau; additif antisalissures pour les peintures marines; agent de préservation du bois; bactéricides dans les tissus
Fluorure de tributylétain	Additif antisalissures pour les peintures marines jusqu'en 1989 au Canada
Chlorure de tributylétain	Bactéricide et fongicide dans l'industrie du cuir; agent de préservation du bois
Maléate de tributylétain	Bactéricide et fongicide dans les tissus; émulsions pour adhésifs et latex
Méthacrylate de tributylétain	Biocide pour les peintures antisalissures; bactéricide et fongicide dans les tissus et le cuir
Maléate de dioctylétain	Stabilisant de tuyaux rigides en PVC utilisés pour les approvisionnements en eau potable
Bis(isooctylmercaptoacétate) de dioctylétain	Stabilisant des matières plastiques utilisées pour l'emballage des aliments
Oxide de fenbutaétain	Acaricide

[1]Ce composé n'est pas un organoétain véritable, selon la définition de Jones et coll. (1982).

Source : Jones et coll. (1982), et informations additionnelles fournies par C. Ranger, 1989, Direction générale des pesticides, Agriculture Canada, Ottawa, comm. pers. et R.J. Maguire, 1990. Institut national de recherches sur les eaux, Burlington (Ont.), comm. pers.

1982 et 1983, les importations d'organoétains, exception faite de l'oxyde de bis(tributylétain), se sont chiffrées à 296, 287 et 997 t, respectivement. Les importations d'oxyde de bis(tributylétain) ont été de 30 et 12 t en 1981 et 1982, respectivement (Statistique Canada, 1983, 1984). On ne dispose pas d'informations plus récentes sur la consommation des organoétains et par conséquent on ne peut pas déterminer les tendances actuelles. Toutefois, des informations non publiées sur les organoétains utilisés comme agents antisalissures indiquent que l'importation et l'utilisation de ces produits a diminué au cours des 2 dernières années, à la suite des mesures réglementaires prises en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires.

X.2.7.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Il y a peu d'informations sur la quantité d'organoétains libérés dans l'environnement aquatique au Canada suite à leur production, leur utilisation ou leur élimination. On estime que la pénétration dans les eaux de surface de l'oxyde de fenbutaétain, utilisé pour la protection des cultures au Canada, est peu importante, car ce composé est peu utilisé, il s'adsorbe fortement sur les particules du sol, et son facteur de dilution dans l'air est élevé (Bock 1981; CNRC, 1985; R.J. Maguire, 1990 Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario, comm.pers.). Bien que les organoétains soient utilisés au Canada surtout pour la stabilisation thermique des produits contenant du polychlorure de vinyle, le risque le plus important de pénétration directe dans l'environnement aquatique est associé à leur utilisation directe comme biocides dans l'eau. On utilise couramment plusieurs organoétains dans les peintures comme agent antisalissure afin de protéger les surfaces sous-marines exposées contre les dommages par l'eau et la croissance de matières biologiques salissantes. L'utilisation généralisée des enduits antisalissures à base d'organoétains sur les coques des embarcations, les filets de pêche et les casiers à homards a donné lieu à des concentrations élevées de ces composés dans les eaux douces, et dans les milieux estuariens et marins (Maguire et coll., 1982, 1985, 1986; Maguire, 1984, 1986; CNRC, 1985; Anderson et Dalley, 1986; Bailey, 1986; Champ, 1986; Laughlin et Linden, 1987; Clark et coll., 1988). Cependant, l'homologation obligatoire des enduits antisalissures, en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires, a eu pour effet de réduire le volume d'organoétains utilisés à cette fin et d'interdire leur emploi sur les filets et les casiers à homards.

Aux États-Unis, on a estimé qu'en 1976, quelque 4775 t ont pénétré dans l'environnement, surtout à partir des décharges. De la quantité totale d'organoétains qui pénètrent chaque année dans l'environnement, il y a environ 91 t de biocides à base de triorganoétains (Laughlin et Linden, 1985). En laboratoire, on a estimé que les coques de navires dégageaient des tributylétains à un taux compris entre < 0,1 et 1,9 $\mu g \cdot cm^{-2} \cdot j^{-1}$. On a mesuré *in situ* les taux de dégagement des tributylétains par les coques des navires de la marine américaine; on a obtenu des valeurs comprises entre 0,33 et 2,8 $\mu g \cdot cm^{-2} \cdot j^{-1}$, tout dépendant de la formulation de la peinture et de l'endroit où se trouvaient les navires (Lieberman et coll., 1985).

Les organoétains peuvent également entrer dans l'environnement à la suite de l'incinération des déchets contenant des organoétains, des opérations d'enduit du verre, et du lessivage à partir des matériaux enfouis contenant des organoétains et du polychlorure de vinyle stabilisé aux organoétains (Eisler, 1989).

X.2.7.3 Concentrations dans l'environnement

X.2.7.3.1 Méthylétains

Dans divers sédiments, biotes et eaux naturelles, on a détecté des méthylétains, lesquels proviennent aussi bien de sources anthropiques que de la méthylation biotique et abiotique de l'étain inorganique (CNRC, 1985). Les concentrations maximales observées pour les monométhylétains (1,22 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans le port de Kingston), les diméthylétains (0,32 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans le port de Kingston) et les triméthylétains (0,248 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans le port de Vancouver) (Maguire et coll., 1982, 1986) étaient similaires ou supérieures aux concentrations trouvées dans des eaux relativement polluées, comme celles de la baie de Chesapeake (Jackson et coll., 1982) et du Rhin (Byrd et Andreae, 1982). En règle générale, les concentrations de méthylétains étaient beaucoup plus élevées près des ports, des marinas ou des zones industrielles.

Maguire et coll. (1986) ont étudié des sédiments provenant de plans d'eau douce choisis au Canada, et ont constaté que les concentrations de monométhylétains étaient relativement faibles dans le port de Montréal (23 $\mu g \cdot kg^{-1}$), le lac St-Louis (11 $\mu g \cdot kg^{-1}$) et le port de Victoria (nd – 23 $\mu g \cdot kg^{-1}$). Toutefois, les concentrations de monométhylétains dans les sédiments de plusieurs ports du Nouveau-Brunswick étaient supérieures (jusqu'à 19 360 $\mu g \cdot kg^{-1}$) aux concentrations mesurées dans les endroits les plus pollués de la Méditerranée (jusqu'à 10,6 $\mu g \cdot kg^{-1}$) (Tugrul et coll., 1983). Dans l'étude sur les sédiments au Canada, Maguire et coll. (1986) ont trouvé que les concentrations de diméthylétains variaient entre une valeur inférieure au seuil de détection et 200 $\mu g \cdot kg^{-1}$, et que les concentrations de triméthylétains variaient entre une valeur inférieure au seuil de détection et 900 $\mu g \cdot kg^{-1}$.

Il semble y avoir peu de bioamplification des méthylétains dans le biote aquatique. Par exemple, Tugrul et coll. (1983) ont constaté que les concentrations de diméthylétains variaient de 0,5 à 37 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) dans les plantes marines, de 0,2 à 18 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) dans les patelles, et de 2,6 à 2,9 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) dans les poissons. On a observé la même tendance avec les triméthylétains (Tugrul et coll., 1983) et les

tétraméthylétains (Seidel et coll., 1980). Dans la seule étude portant sur les concentrations de méthylétains dans le biote aquatique canadien, Chau et coll. (1984) ont constaté que les concentrations de monométhylétains dans les poissons provenant de plusieurs ports du lac Ontario se situaient entre 250 et 990 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de poids humide.

X.2.7.3.2 Butylétains

Les tributylétains se trouvent en concentrations élevées dans l'eau, les sédiments et le biote des zones portuaires. Dans 10 % des échantillons d'eau douce provenant de 265 endroits au Canada, on a trouvé des tributylétains à des concentrations égales ou supérieures à 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Maguire, 1987, 1989). Aux États-Unis, les concentrations de tributylétains atteignaient 0,16 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la baie de San Francisco, 0,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la baie de Chesapeake, 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la baie de San Diego et 0,27 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans le port de Honolulu (Federal Register, 1988).

Au Canada, on a trouvé des dibutylétains dans environ 10 % de tous les échantillons d'eaux souterraines (Maguire, 1989). La présence de dibutylétains dans ces échantillons était attribuable soit à leur rejet direct sous forme de stabilisants du polychlorure de vinyle, soit à la dégradation des tributylétains. C'est probablement cette dernière explication qui est la bonne, car on a surtout trouvé les dibutylétains dans des régions où on avait également trouvé des tributylétains (p. ex., les ports, les marinas). On a également trouvé des monobutylétains dans environ 10 % des échantillons d'eau souterraine (Maguire, 1989), et leur présence était probablement attribuable à la dégradation des dibutylétains.

Dans les sédiments (couche supérieure de 2 cm) provenant du port de Vancouver, on a trouvé des tributylétains à des concentrations atteignant 25 900 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec), des dibutylétains atteignant 16 200 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec), et des monobutylétains atteignant 7095 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (Maguire et coll., 1986). Les concentrations de butylétains trouvées dans ce port et plusieurs autres ports canadiens (p. ex., port d'Esquimalt, C.-B.) étaient au moins d'un ordre de grandeur supérieure aux concentrations trouvées dans plusieurs des endroits les plus contaminés au monde.

Au Canada, il y a eu peu d'études visant à déterminer les concentrations de butylétains dans le biote aquatique. Dans le port de Vancouver, on a trouvé dans des échantillons de poissons des concentrations de tri-, di- et monobutylétains de 580, 98 et 90 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids humide), respectivement (Maguire et coll., 1986). Dans la baie de Nanoose (C.-B.), on a trouvé des concentrations de tributylétains atteignant 1800 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) dans des échantillons de tissus d'huîtres. À cet endroit, la principale source de tributylétains étaient les filets à saumon traités aux tributylétains, utilisés comme agent retardant la croissance des moisissures marines (Harding et Kay, 1988).

La pénétration des tributylétains dans les bivalves est accentuée par leur mode d'alimentation : l'eau circule sur les membranes branchiales, lesquelles captent les particules présentes dans l'eau. Ainsi, les organoétains dissous dans l'eau et adsorbés sur les particules peuvent être recueillis par le système branchial et le tractus intestinal.

Maguire (1984) a trouvé du tributylméthylétain (Bu_3MeSn) et du dibutyldiméthylétain (Bu_2Me_2Sn) dans les sédiments de quatre ports ontariens. Aucun autre organoétain (p. ex., phénylétains, cyclohexylétains) n'a été signalé jusqu'à présent.

X.2.7.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

La persistance et le devenir des organoétains dans l'environnement aquatique dépendent de plusieurs facteurs : solubilité et pression de vapeur des composés dans l'eau, adsorption sur les matières en suspension et les sédiments, méthylation et déméthylation abiotique et biotique. La solubilité des organoétains dans l'eau est habituellement comprise entre 5 et 50 $mg \cdot kg^{-1}$ (Eisler, 1989). Plus la masse moléculaire des composés est faible (p. ex., les méthylétains), plus ils sont solubles. Dans l'eau salée, la présence des chlorures réduit la solubilité des tributylétains et des triphénylétains, probablement en raison de la formation de complexes covalents avec chlorures d'organoétains (Blunden et coll., 1985).

On peut définir la dégradation d'un organoétain en terme de séparation séquentielle des groupes alkyle ou aryle liés à l'atome d'étain :

$$R_4Sn \rightarrow R_3SnX \rightarrow R_2SnX_2 \rightarrow RSnX_3 \rightarrow SnX_4.$$

Ainsi, la dégradation comporte la rupture d'une liaison Sn–C, plutôt que la rupture d'une liaison anionique Sn–X. L'échange anionique donne l'impression fausse qu'il y a une cinétique de dégradation, alors que ce qui importe vraiment est la perte des groupes alkyle ou aryle (Maguire, 1987); la nature de l'anion a peu d'effet sur la toxicité (Davies et Smith, 1980).

Outre ces mécanismes de dégradation chimique et biologique, plusieurs autres mécanismes physiques peuvent avoir un effet sur la persistance des organoétains (p. ex., volatilisation, adsorption sur les matières solides en suspension et les sédiments, écoulement de l'eau) (Maguire, 1987). La volatilisation des mono-, di- et triorganoétains est probablement négligeable, car ces composés ont plutôt tendance à s'adsorber fortement sur les matières solides en suspension et les sédiments (Maguire et Tkacz, 1985). Cette adsorption des organoétains peut jouer un rôle important dans leur élimination de l'eau, en raison de leur coefficient élevé de partage sédiments/eau (p. ex., pour les tributylétains : K_{oc} = 3370 (Cardwell, 1988). Toutefois, les résidus toxiques peuvent migrer par désorption, resuspension des

sédiments ou absorption par le biote benthique (CNRC, 1985).

X.2.7.4.1 Méthylétains

L'étain inorganique est le produit final de la dégradation des organoétains dans l'environnement aquatique. L'étain inorganique présent dans l'environnement aquatique peut être méthylé, ce qui donne des mono-, di-, tri-et tétraméthylétains, là où il n'y en avait pas auparavant (Maguire et coll., 1986). Chau et coll. (1981) ont démontré que le Sn(II) et le Sn(IV) étaient tous deux transformés par des bactéries en méthylétains dans l'eau douce. Gilmour et coll. (1985, 1987) ont démontré que plusieurs cultures bactériennes, surtout les bactéries réductrices de sulfates et isolées à partir des sédiments estuariens anoxiques, formaient des mono- et des dibutylétains à partir de l'étain inorganique, autant dans les sédiments que lorsqu'elles en étaient isolées. La méthylation chimique du Sn(II) inorganique a également été observée dans l'eau (Chau et coll., 1981; Rapsomanikis et Weber, 1985; Craig et Rapsomanikis, 1985; Rapsomanikis et coll., 1987; Ring et Weber, 1988) ainsi que dans des mélanges eau–sédiments (Chau et coll., 1981). Le tétraméthylétain se volatilise rapidement à partir de la colonne d'eau, mais l'importance de ce mécanisme d'élimination n'a pas encore été quantifiée (Donard et coll., 1987). Ring et Weber (1988) ont constaté que les sédiments et les algues peuvent être d'importants pièges à méthylétains, bien que les études détaillées sur l'adsorption/désorption demeurent encore à faire. On n'a pas trouvé d'études traitant, avec données à l'appui, des vitesses de dépuration ou de métabolisme des méthylétains dans le biote aquatique.

X.2.7.4.2 Butylétains

D'après les données disponibles, il semble que la dégradation microbienne soit le principal mécanisme de dégradation des butylétains dans l'environnement aquatique (Clark et coll., 1988). De nombreuses études décrivent la biodégradation des tributylétains par les micro-organismes dans l'eau naturelle et les sédiments, ainsi que dans les cultures de laboratoire (Maguire, 1986; Olson et Brickman, 1986; Seligman et coll., 1986a, 1986b; Sutter et Carey, 1986; Walton et coll., 1986; Lee et coll., 1987; Hattori et coll., 1988). En général, la biodégradation des tributylétains se fait par débutylation séquentielle en di- et ensuite en monobutylétains, et, en dernier lieu, en étain inorganique. La photolyse, la volatilisation, la photodégration et la dégradation chimique jouent un rôle moindre dans la pénétration de ces composés dans l'environnement (Maguire et coll., 1983; Maguire, 1986; Cardwell et Sheldon, 1986; Hinga et coll., 1987).

Les tributylétains sont métabolisés par plusieurs poissons marins et d'eau douce (p. ex., *Cyprinodon variegatus*, *Oncorhynchus mykiss*, *Leistomus canthurus*, *Cyprinus carpio*), des invertébrés (p. ex., *Penaeus aztecus*, *Callinectes sapidus*), une diatomée (*Skeletonema costatum*) et une algue (*Ankistrodesmus falcatus*) (Ward et coll., 1981; Maguire et coll., 1984; Lee, 1986; Lee et coll., 1987; Tsuda et coll., 1988; Martin et coll., 1989). Les produits de dégradation comprennent les dibutylétains, les monobutylétains, l'étain inorganique, l'hydroxy-butyldibutylétain et plusieurs métabolites polaires. Chez une chlorophycée d'eau douce (*Ankistrodesmus falcatus*), le métabolisme des tributylétains se traduit par une demi-vie de 25 j (Maguire et coll., 1984).

X.2.7.4.3 Phénylétains

En règle générale, on connaît peu le devenir et le comportement des phénylétains dans l'environnement aquatique. Dans les eaux superficielles, jusqu'à une profondeur d'environ 0,5 m, il est probable que la photolyse soit la principale voie de dégradation des triphénylétains (Soderquist et Crosby, 1980). La biodégration aérobie constitue probablement la principale voie de dégradation des tributylétains dans les eaux ou les sédiments qui ne sont pas exposés directement à la lumière (Smith, 1981). La dégradation microbienne des triphénylétains dans les sols est habituellement rapide, bien que la vitesse dépende de la nature du sol et du type de tributylétain appliqué. En règle générale, la dégradation complète des hydroxydes et des acétates de tributylétain prend de 12 à 240 h (Barnes et coll., 1973).

X.2.7.4.4 Autres organoétains

Le CNRC (1985) a résumé les données disponibles sur le devenir et le comportement des organoétains autres que les méthylétains, les butylétains et les phénylétains. En général, il y avait peu d'informations. Mazayev et coll. (1976) ont trouvé pour les diéthylétains une demi-vie de 1,5 j dans l'eau d'un étang et de 2,5 j dans un mélange d'eau d'étang et de sédiments. Les demi-vies correspondantes pour les dioctylétains étaient de 6,2 j et 1,9 à 4,7 j, respectivement. Les mono-, di-, et tricyclohexylétains se dégradent par photolyse dans l'eau en cyclohexanol et en cyclohexanone (Smith et coll., 1976).

X.2.8 Références

Abel, R., R.A. Hathaway, N.J. King, J.L. Vosser et T.G. Wilkinson. 1987. Assessment and regulatory actions for TBT in the UK. *Dans* Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1314–1319.

Anderson, C.D. et R. Dalley. 1986. Use of organotins in antifouling paints. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1108–1113.

Bailey, W.A. 1986. Assessing impacts of organic paint use. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1101–1106.

Barnes, R.D., A.T. Bull et R.C. Poller. 1973. Studies on the persistence of the organotin fungicide fentin acetate (triphenyltin acetate) in the soil and on surfaces exposed to light. Pestic. Sci.

4(3): 305–317.

Beaumont, A.R. et P.B. Newman. 1986. Low levels of tributyltin reduce growth of marine micro-algae. Mar. Pollut. Bull. 17(10): 457–461.

Blunden, S.J. et A.H. Chapman. 1982. The environmental degradation of organotin compounds–A review. Environ. Technol. Lett. 3(6): 267–272.

Blunden, S.J., P.A. Cusack et R. Hill. 1985. The Industrial Uses of Tin Chemicals. Royal Society of Chemistry, Londres. 337 p.

Bock, R. 1981. Triphenyltin compounds and their degradation products. Residue Rev. 79: 1–270.

Braman, R.S. et M.A. Tompkins. 1979. Separation and determination of nanogram amounts of inorganic tin and methyltin compounds in the environment. Anal. Chem. 51(1): 12–19.

Brooke, L.T., D.J. Call, S.H. Poirier, T.P. Markee, C.A. Lindberg, D.J. McCauley et P.G. Simonson.1986. Acute toxicity and chronic effects of bis(tributyltin) oxide to several socies of freshwater organisms. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin–Superior, Wis.

Bryan, G.W., P.E. Gibbs, L.G. Hummerstone et G.R. Burt. 1986. The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: Evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 66: 611–640.

Bushong, S.J., M.C. Ziegenfuss, M.A. Unger et L.W. Hall, Jr. 1990. Chronic tributyltin toxicity experiments with Chesapeake Bay copepod, *Acartia tonsa*. Environ. Toxicol. Chem. 9: 359–366.

Byrd, J.T. et M.O. Andreae. 1982. Tin and methyltin species in seawater: Concentrations and fluxes. Science 218(4572): 565–569.

Cardwell, R.D. 1986. Fate and effects of tributyltin in the marine environment: An update on knowledge. Paper presented at Puget Sound Research, the first annual meeting, Seattle, Wash., 18 et 19 March.

Cardwell, R.D. et A.W. Sheldon. 1986. A risk assessment concerning the fate and effects of tributyltins in the aquatic environment. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1117–1129.

CCME. 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Document préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.

Champ, M.A. 1986. Organotin symposium: Introduction and overview. *In* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C.

Champ, M.A. et D.F. Bleil. 1988. Research needs concerning organotin compounds used in antifouling paints in coastal environments. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Pollution Program Office, Rockville, Md., Mars.

Chau, Y.K., P.T.S. Wong, O. Kramar et G.A. Bengert. 1981. Methylation of tin in the aquatic environment. *Dans* Heavy Metals in the Environment. International Conference, Amsterdam, September.

Chau, Y.K., R.J. Maguire, P.T.S. Wong, B.A. Glen, G.A. Bengert, et R.J. Tkacz. 1984. Occurrence of Methyltin and Butyltin Species in Environmental Samples in Ontario. Institut national de recherche sur les eaux, Rapport n° 8401. Centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Clark, E.A., R.M. Sterritt et J.N. Lester. 1988. The fate of tributyltin in the aquatic environment. Environ. Sci. Technol. 22(6): 600–604.

Clark, J.R., J.M. Patrick, Jr., L.C. Moore et E.M. Lores. 1987. Waterborne and sediment-source toxicities of six organic chemicals to grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) and amphioxus (*Branchiostoma caribaeum*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 401–407.

Cleary, J.J. 1990. Organotins in coastal waters of southwest England: An assessment of environmental recovery. *Dans* Proceedings of the 3rd International Organotin Symposium, Monaco, 17–19 avril. pp. 218–221.

CNRC (Centre national de recherche du Canada). 1985. Organotin Compounds in the Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing Their Effects on Environmental Quality, Publ. No. 22494 Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, Ottawa. 284 p.

Cooney, J.J. 1988. Microbial transformations of tin and tin compounds. J. Ind. Microbiol. 3: 195–204.

Cotta-Ramusino, M. et A. Doci. 1987. Acute toxicity of Brestan and Fentin acetate on some freshwater organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 38: 647–652.

Craig, P.J. et S. Rapsomanikis. 1985. Methylation of tin and lead in the environment: Oxidative methyl transfer as a model for environmental reactions. Environ. Sci. Technol. 19: 726–730.

Davidson, B.M., A.O. Valkirs et P.F. Seligman. 1986a. Acute and chronic effects of tributyltin on the mysid *Acanthomysis sculpta* (Crustacea, Mysidacea). NOSC-TR-1116 or AD-A175-294-8. National Technical Information Service, Springfield, Va.

Davidson, B.M., A.O. Valkirs et P.F. Seligman. 1986b. Acute and chronic effects of tributyltin on the mysid *Acanthomysis sculpta* (Crustacea, Mysidacea).*Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1219-1225.

Davies, A.G. et P.J. Smith. 1980. Recent advances in organotin chemistry. Adv. Inorg. Chem. Radiochem. 23: 1–77.

Donard, O.F.X., F.T. Short et J.H. Weber. 1987. Regulation of tin and methyltin compounds by the green alga *Enteromorpha* under simulated estuarine conditions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 140–145.

Eisler, R. 1989. Tin hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Biological Report 86(1.15), Contaminant Hazard Reviews Report No. 15. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior. 83 p.

Federal Register. 1988. Tributyltin antifoulants; Notice of intent to cancel; Denial of applications for registration; Partial conclusion of special review. 4 octobre 1988. Fed. Regist. 53: 39022–39041.

Federal Register. 1989. Water quality criteria; Request for comments. 1er juin, 1989. Fed. Regist. 54: 23529–23531.

Gibbs, P.E., P.L. Pascoe et G.R. Burt. 1988. Sex change in the female dog-whelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 68: 715–731.

Gilmour, C.C., J.H. Tuttle et J.C. Means. 1985. Tin methylation in sulfide bearing sediment. *Dans* Marine and Estuarine Geochemistry. A.C. Sigleo et A. Hattori (éd.). Lewis Publ., Inc., Chelsea, Mich. pp. 239-258. (Cité dans Cooney 1988.)

Gilmour, C.C., J.H. Tuttle et J.C. Means. 1987. Anaerobic microbial methylation of inorganic tin in estuarine sediment slurries. Microb. Ecol. 14: 233–242.

Gras, G. et J.-A. Rioux. 1965. Relation entre la structure chimique et l'activité insecticide des composés organiques de l'étain (essai sur les larves de *Culex pipiens pipiens L.*). Arch. Inst. Pasteur Tunis 42(1): 9–22.

Hall, L.W., Jr., S.J. Bushong, M.C. Ziegenfuss, W.E. Johnson, R.L. Herman et D.A. Wright. 1988. Chronic toxicity of tributyltin to Chesapeake Bay biota. Water Air Soil Pollut. 39: 365–376.

Harding, L. et B. Kay. 1988. Levels of organotin in water, sediments and oysters (*Crassostrea gigas*) from Nanoose Bay, B.C. Région du Pacifique et du Yukon, Protection de l'environnement

Environnement Canada, West Vancouver, C.-B. 9 p.

Hattori, Y., A. Kobayashi, K. Nonaka, A. Sugimae et M. Nakamoto. 1988. Degradation of tributyltin and dibutyltin compounds in environmental waters, Water Sci. Technol. 20(6–7): 71–76.

Hinga, K.R , D. Adelman et M.E.Q. Pilson. 1987. Radiolabelled butyltin studies in the MERL enclosed ecosystems. *Dans* Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society. Washington, D.C. pp. 1416–1419.

Jackson, J.A., W.R. Blair, F.E. Brinckman et W.P. Iverson. 1982. Gas-chromatographic speciation of methylstannanes in the Chesapeake Bay using purge and trap sampling with a tin-selective detector. Environ. Sci. Technol. 16(2): 110–119.

Jarvinen, A.W., D.K. Tanner, E.R. Kline et M.L. Knuth. 1988. Acute and chronic toxicity of triphenyltin hydroxide to fathead minnows (*Pimephales promelas*) following brief and continuous exposure. Environ. Pollut. 52: 289–301.

Jones, P.A., M.F. Millson, D.C. McBain et J.A. Ruddick. 1982. Organotins in the Canadian Environment: A Synopsis EPS 3-EC-82-1. Service de protection de l'environnement, Environnement Canada. 9 p.

Jones, P.A., R.J. Maguire et M.F. Millson. 1987. The status of the organotin issue in Canada. INRE, Contribution #87-137. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.). 14 p.

Kline, E.R., A.W. Jarvinen et M.L. Knuth. 1989. Acute toxicity of triphenyltin hydroxide to three cladoceran species. Environ. Pollut. 56: 11–17.

Laughlin, R.B., Jr. 1987. Quantitative structure–activity studies of di- and triorganotin compounds. *Dans* QSAR in Environmental Toxicology—II. K.L.E. Kaiser (éd.). D. Reidel Publ. Co. pp. 189–206.

Laughlin, R.B., Jr., et O. Linden. 1985. Fate and effects of organotin compounds. Ambio 14(2): 88–94.

Laughlin, R.B., Jr., et O. Linden. 1987. Tributyltin—Contemporary environmental issues. Ambio 16(5): 252–256.

Laughlin, R.B., Jr., W. French, R.B. Johannesen, H.E. Guard et F.E. Brinckman. 1984. Predicting toxicity using computed molecular topologies: The example of triorganotin compounds. Chemosphere 13(4): 575–584.

Laughlin, R.B., Jr., W. French et H.E. Guard. 1985. On the correlation between acute and sublethal stress in mud crab larvae, *Rhithropanopeus harrisii*. The example of triorganotin compounds. *Dans* Marine Biology of Polar Regions and Effects of Stress on Marine Organisms. J.S. Gray et M.E. Christiansen (éd.). John Wiley & Sons Ltd. pp. 513–526.

Lawler, I.F. et J.C. Aldrich. 1987. Sublethal effects of bis(tri-n-butyltin) oxide on *Crassostrea gigas* spat. Mar. Pollut. Bull. 18(6): 274–278.

Lee, R.F. 1986. Metabolism of bis(tributyltin)oxide by estuarine animals. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1182–1188.

Lee, R.F., A.O. Valkirs et P.F. Seligman. 1987. Fate of tributyltin in estuarine waters. *Dans* Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1411–1415.

Lieberman, S.H., V. Homer et P.F. Seligman. 1985. *In-situ* determination of butyltin release rates from anti-fouling coatings on navy test ships. Technical Report No. 1027. U.S. Naval Ocean Systems Center (NOSC), San Diego, Calif. 17 p. (Cité dans Champ et Bleil 1988).

Linden, E., B.-E. Bengtsson, O. Svanberg et G. Sundstrom. 1979. The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (*Alburnus alburnus*) and the harpacticoid *Nitocra spinipes*. Chemosphere 5(11/12): 843–851.

Maguire, R.J. 1984. Butyltin compounds and inorganic tin in sediments in Ontario. Environ. Sci. Technol. 18(4): 291–294.

Maguire, R.J. 1986. Review of the occurrence, persistence and degradation of tributyltin in freshwater ecosystems in Canada. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. p. 1252–1255.

Maguire, R.J. 1987. Environmental aspects of tributyltin. Appl. Organomet. Chem. 1: 475–498.

Maguire, R.J. 1989. Tributyltin in Canadian Waters. INRE, Contribution #89-103. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.). 24 p.

Maguire, R.J. et R.K. Tkacz. 1985. Degradation of tri-n-butyltin species in water and sediment from Toronto Harbour. J. Agric. Food Chem. 33: 947–953.

Maguire, R.J., Y.K. Chau, G.A. Bengert, E.J. Hale, P.T.S. Wong et O. Kramar. 1982. Occurrence of organotin compounds in Ontario lakes and rivers. Environ. Sci. Technol. 16(10): 698–702.

Maguire, R.J., J.H. Carey et E.J. Hale. 1983. Degradation of the tributyltin species in water. J. Agric. Food Chem. 31: 1060–1065.

Maguire, R.J., P.T.S. Wong et J.S. Rhamey. 1984. Accumulation and metabolism of tri-n-butyltin cation by a green alga, *Ankistrodesmus falcatus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 537–540.

Maguire, R.J., R.K. Tkacz et D.L. Sartor. 1985. Butyltin species and inorganic tin in water and sediment of the Detroit and St. Clair rivers. J. Great Lakes Res. 11(3): 320–327.

Maguire, R.J., R.J. Tkacz, Y.K. Chau, G.A. Bengert et P.T.S. Wong. 1986. Occurrence of organotin compounds in water and sediment in Canada. Chemosphere 15(3): 253–274.

Martin, R.C., D.G. Dixon, R.J. Maguire, P.V. Hodson et R.J. Tkacz. 1989. Acute toxicity, uptake, depuration and tissue distribution of tri-n-butyltin in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Aquat. Toxicol. 15: 37–52.

Mazayev, V.T., O.V. Golovanov, A.S. Igumnov et V.N. Tsay. 1976. The problem of the transformation of organic compounds in water. Gig. Sanit. 3: 17–20. (En russe avec résumé en anglais). (Cité dans CNRC 1985.)

McCollister, D.D. et A.E. Schober. 1975. Assessing toxicological properties of organotin compounds. *Dans* Environmental Quality and Safety. Global Aspects of Chemistry, Toxicology and Technology as Applied to the Environment, Vol. 4. Academic Press, New York, pp. 80–95.

Mueller, M.D. 1987. Comprehensive trace level determination of organotin compounds in environmental samples using high-resolution gas chromatography with flame photometric detection. Anal. Chem. 59(4): 617–623.

Mushak, P., M.R. Krigman, et R.B. Mailman. 1982. Comparative organotin toxicity in the developing rat: Somatic and morphological changes and relationship to accumulation of total tin. Neurobehav. Toxicol. Teratol. 4: 209–215.

NAS (National Academy of Sciences). 1977. Drinking Water and Health, Vol. 1. National Research Council, Washington, D.C.

Olson, G.J. et F.E. Brinckman. 1986. Biodegradation of tributyltin by Chesapeake Bay microorganisms. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1196–1201.

OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1989. Parameters Listing System (PALIS). Drinking Water Soction, Water Resources Branch, Toronto. 86 p.

Pinkney, A.E., L.W. Hall, Jr., M.L. Lenkevich, D.T. Burton et S. Zeger. 1985. Comparison of avoidance responses of an estuarine fish, *Fundulus heteroclitus*, and crustacean, *Palaemonetes pugio*, to bis(tri-n-butyltin) oxide. Water Air Soil Pollut. 25: 33–40.

Rapsomanikis, S. et J.H. Weber. 1985. Environmental implications of methylation of tin(II) and methyltin(IV) ions in the presence of manganese dioxide. Environ. Sci. Technol. 19: 352–357.

Rapsomanikis, S., O.F.X. Donard et J.H. Weber. 1987. Methylation of tin(II) and lead(II) in sediment by carbanion donors. Appl. Organomet. Chem. 1: 115–118.

Ring, R.M. et J.H. Weber. 1988. Methylation of tin(II) by methyliodide under simulated estuarine conditions in the absence and presence of fulvic acid. Sci. Total Environ. 68: 225–239.

Santé et Bien être social Canada. 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Document préparé par le sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail.

Schweinfurth, H.A. et P. Gunzel. 1987. The tributyltins: Mammalian toxicity and risk evaluation for humans. *Dans* Oceans '87 Conference Record, Vol. 4: International Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1421–1431.

Seidel, S.L., V.F. Hodge et E.D. Goldberg. 1980. Tin as an environmental pollutant. Thalassia Jugosl. 16(2–4): 209–223.

Seligman, P.F., A.O. Valkirs et R.F. Lee. 1986a. Degradation of tributyltin in marine and estuarine waters. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1189–1195.

Seligman, P.F., J.G. Grovhoug et K.E. Richter. 1986b. Measurement of butyltins in San Diego Bay, CA: A monitoring strategy. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1289–1296.

Smith, B.S. 1981. Tributyltin compounds induce male characteristics on female mud snails *Nassarius obsoletus* = *Ilyanassa obsoleta*. J. Appl. Toxicol. 1(3): 141–144.

Smith, G.N., F.S. Fisher et R.J. Axelson. 1976. Volatilization and photodecomposition of Plictran miticide. J. Agric. Food Chem. 24(6): 1225–1229.

Snoeij, N.J., A.H. Penninks et W. Seinen. 1987. Biological activity of organotin compounds—An overview. Environ. Res. 44: 335–353.

Soderquist, C.J. et D.G. Crosby. 1980. Degradation of triphenyltin hydroxide in water. J. Agric. Food Chem. 28(1): 111–117.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce des marchandises, détail des biens 1980. Catalogue No. 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce des marchandises, détail des biens 1983. Catalogue No. 65-207.

Sutter, H.P. et J.K. Carey. 1986. Bioassay to determine detoxification of tri-n-butyltin oxide by species of *Phialophora*. Int. Biodeterior. Bull. 22(3): 195–200.

Thomas, T.E. et M.G. Robinson. 1987. Time course studies of short term N, P and Si uptake by *Amphora coffeaeformis* exposed to copper or tributyl-tin fluoride. Bot. Mar. 30: 351–356.

Tsuda, T., M. Wada, S. Aoki et Y. Matsui. 1988. Bioconcentration, excretion and metabolism of bis(tri-n-butyl) tin oxide and triphenyltin chloride by gold fish. Toxicol. Environ. Chem. 18: 11–20.

Tugrul, S., T.I. Balkas et E.D. Goldberg. 1983. Methyltins in the marine environment. Mar. Pollut. Bull. 14(8): 297–303.

Valkirs, A.O., B.M. Davidson et P.F. Seligman. 1987. Sublethal growth effects and mortality to marine bivalves from long-term exposure to tributyltin. Chemosphere 16(1): 201–220.

Vighi, M. et D. Calamari. 1985. QSARs for organotin compounds on *Daphnia magna*. Chemosphere 14: 1925–1932.

Walsh, G.E. 1986. Organotin toxicity studies conducted with selected marine organisms at EPA's Environmental Research Laboratory, Gulf Breeze, Florida. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1210–1212.

Walsh, G.E., L.L. McLaughlin, E.M. Lores, M.K. Louie et C.H. Deans. 1985. Effects of organotins on growth and survival of two marine diatoms, *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira pseudonana*. Chemosphere 14: 383–392.

Walsh, G.E., C.H. Deans et L.L. McLaughlin. 1987. Comparison of the EC_{50}s of algal toxicity tests calculated by four methods. Environ. Toxicol. Chem. 6: 767–770.

Walton, R., C.M. Adema et P.F. Seligman. 1986. Mathematical modelling of the transport and fate of organotin in harbors. *Dans* Oceans '86 Conference Record, Vol. 4: Organotin Symposium. Marine Technology Society, Washington, D.C. pp. 1297–1301.

Ward, G.S., G.C. Cramm, P.R. Parrish, H. Trachman et A. Siesinger. 1981. Bioaccumulation and chronic toxicity of bis(tributyltin) oxide (TBTO): Tests with a saltwater fish. *Dans* Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. Fourth Conference. ASTM Spec. Tech. Publ. 737. D.R. Branson et K.L. Dickson (éd.). American Society for Testing and Materials, Philadelphie, Pa. pp. 183–200.

Wester, P.W. et J.H. Canton. 1987. Histopathological study of *Poecilia reticulata* (guppy) after long-term exposure to bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO) and di-n-butyltindichloride (DBTC). Aquat. Toxicol. 10: 143–165.

Wong, P.T.S., Y.K. Chau, O. Kramar et G.A. Bengert. 1982. Structure–toxicity relationship of tin compounds on algae. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 483–488.

Zuckerman, J.J., R.P. Reisdorf, H.V. Ellis III et R.R. Wilkinson. 1978. Organotins in biology and the environment. *Dans* Organometals and Organometalloids, Occurrence and Fate in the Environment. F.E. Brinckman et J.J. Bellama (éd.). Am. Chem. Soc. Symp. Ser. No. 82. pp. 388–424.

X.3 HALOMÉTHANES

Les halométhanes constituent un important groupe hétérogène d'hydrocarbures halogénés possédant des propriétés chimiques et physiques diverses. Dans la plupart des cas, leur présence dans l'environnement est due à des sources anthropiques. Ces composés ont de nombreuses applications industrielles, agricoles et domestiques dans l'ensemble du Canada et des États-Unis. La présence du sous-groupe des trihalométhanes dans l'environnement résulte principalement des réactions chimiques entre le chlore et les substances humiques naturellement présentes dans l'eau, les sols et les sédiments (Bellar et coll., 1974; Rook, 1974). Ces composés sont particulièrement abondants dans les usines de traitement de l'eau, dans certaines installations de traitement des eaux usées et dans les effluents d'usines de pâtes et papiers.

La présente partie, dans laquelle on développera les sections 6.3.4.4 et 6.3.4.7 de la publication du CCMRE (1987), porte particulièrement sur les 10 halométhanes suivants : chloroforme, tétrachlorure de carbone, bromoforme, bromure de méthyle, chlorure de méthyle, chlorure de méthylène, chlorodibromométhane, dichlorobromométhane, dichlorodifluorométhane et trichlorofluorométhane.

X.3.1 Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable

X.3.1.1 Recommandations existantes pour l'eau potable

X.3.1.1.1 Trihalométhanes

Santé et Bien-être social Canada (1978) a proposé une concentration maximale acceptable (CMA) de 350 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'ensemble des trihalométhanes, notamment pour le chloroforme, le bromoforme, le chlorodibromométhane et le dichlorobromométhane (Tableau X-2). Toutefois, cette recommandation est en cours de révision par Santé et Bien-être social Canada (1989a, 1989b). Une concentration plus faible sera choisie (G. Wood, 1991, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, com. pers.). L'objectif de qualité de l'eau fixé au Québec par le ministère de l'Environnement du Québec est de 0,19 $\mu g \cdot L^{-1}$. Cette concentration correspond à un risque accru de cancer de 1 pour 1 million de personnes qui consomment de l'eau et du biote provenant d'une telle source.

L'Environmental Protection Agency des États-Unis a fixé à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ la concentration maximale de contaminant (CMC) pour les trihalométhanes totaux dans l'eau potable, les trihalométhanes totaux étant définis comme la somme des concentrations de chloroforme, de bromoforme, de chlorodibromométhane et de dichlorobromométhane (Calabrese, 1983). Le critère de qualité de l'eau ambiante visant à protéger la santé des humains est de 0,19 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour chacun de ces composés. Cette concentration correspond à un risque de cancer au cours d'une vie de 1 pour 1 million de personnes, pour la consommation de 2 L d'eau potable et de 6,5 g de poissons et de coquillages par jour (U.S. EPA, 1980a, 1990b). Aux États-Unis, le bromoforme est considéré comme une substance dangereuse et il est réglementé par l'Occupational Safety and Health Administration. Il est également considéré comme une substance dangereuse par l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists et par le ministère des Transports des États-Unis.

La recommandation pour la qualité de l'eau potable fixée par l'Organisation mondiale de la santé pour le chloroforme est de 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ (WHO, 1984b). Au Royaume-Uni, les règlements actuels spécifient que, pour toutes les sources d'eau, la concentration annuelle moyenne de chloroforme dans les eaux recevant des rejets ne doit pas dépasser 12 $\mu g \cdot L^{-1}$ (P.J. Corcoran, 1989, ministère de l'Environnement du R.-U., Londres, com. pers.).

X.3.1.1.2 Tétrachlorure de carbone

Santé et Bien-être social Canada (1989a) a fixé la CMA de tétrachlorure de carbone dans l'eau potable à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$. Au Québec, l'objectif de qualité de l'eau ambiante est actuellement de 0,4 $\mu g \cdot L^{-1}$; il est basé sur l'évaluation faite par l'EPA américaine selon laquelle cette concentration donne lieu à un risque accru de cancer au cours d'une vie de 1 pour 1 million (I. Guay, 1990, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, com.pers.).

Aux États-Unis, le tétrachlorure de carbone est considéré comme une substance dangereuse en vertu de l'article 311 b) 2) A) de la Federal Water Pollution Control Act et par les Clean Water Act Amendments de 1977 et 1978. La CMP pour le tétrachlorure de carbone dans l'eau potable est de 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1984). L'EPA américaine a aussi recommandé une concentration maximale de contamination (maximum contamination level health goal, MCLHG) de 0 $\mu g \cdot L^{-1}$, définie comme étant la concentration à laquelle on ne peut s'attendre à aucun effet néfaste sur la santé. Dans le cas du tétrachlorure de carbone, les critères de qualité de l'eau ambiante relatifs à la consommation d'eau et de poisson correspondant à des risques de cancer au cours d'une vie de $1x10^{-5}$, $1x10^{-6}$ et $1x10^{-7}$ sont de 4 $\mu g \cdot L^{-1}$, 0,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 0,04 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectivement (U.S. EPA 1980b).

L'Organisation mondiale de la santé a recommandé une concentration de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le tétrachlorure de carbone dans l'eau potable (WHO, 1984b). Au Royaume-Uni, les règlements spécifient que, pour toutes les sources d'eau, la concentration annuelle moyenne de tétrachlorure de carbone dans les eaux recevant les rejets ne doit pas dépasser 12 $\mu g \cdot L^{-1}$ (P.J. Corcoran, 1989, ministère de l'Environnement du R.-U., Londres, com. pers.).

X.3.1.1.3 Bromure de méthyle et chlorure de méthyle

Santé et Bien-être social Canada (1989a, 1989b) n'a pas fixé de recommandations pour le bromure de méthyle ni pour le chlorure de méthyle. C'est aussi le cas dans la plupart des pays du monde entier. Même si de nombreux pays adoptent les normes de qualité de l'eau fixées par l'Organisation mondiale de la santé, cet organisme n'a pas encore élaboré de recommandations pour le bromure de méthyle ni pour le chlorure de méthyle dans l'eau potable. Le Québec a adopté le critère correspondant à un niveau de risque de 10^{-6} fixé par l'EPA américaine pour le chlorure de méthyle.

Tableau X-2. Recommandations pour la qualité des eaux : halométhanes

Composé	Utilisations de l'eau					
	Eau brute potable	Récréation et esthétique	Vie aquatique d'eau douce	Irrigation	Élevage	Industrie
Chloroforme	DI	DI	2 $\mu g \cdot L^{-1a}$	DI	DI	DI
Tétrachlorure de carbone	5 $\mu g \cdot L^{-1}$	DI	13 $\mu g \cdot L^{-1a}$	DI	5 $\mu g \cdot L^{-1a}$	DI
Bromoforme	DI	DI	DI	DI	DI	DI
Bromure de méthyle	DI	DI	DI	DI	DI	DI
Chlorure de méthyle	DI	DI	DI	DI	DI	DI
Chlorure de méthylène	50 $\mu g \cdot L^{-1}$	DI	98 $\mu g \cdot L^{-1a}$	DI	50 $\mu g \cdot L^{-1a}$	DI
Chlorodibromo-méthane	DI	DI	DI	DI	DI	DI
Chlorobromo-méthane	DI	DI	DI	DI	DI	DI
Dichlorodi-fluorométhane	SR	SR	SR	SR	SR	SR
Trichloro-fluorométhane	SR	SR	SR	SR	SR	SR

[a]Recommandation provisoire pour la qualité des eaux.
DI = données insuffisantes
SR = Sans recommandation.

L'U.S. EPA (1980a) a déterminé que, pour protéger au maximum la santé humaine des effets cancérogènes potentiels du bromure de méthyle et du chlorure de méthyle, les concentrations de ces substances dans l'eau ambiante devaient être nulles. Toutefois, comme il n'est pas possible pour le moment de réduire ces concentrations à zéro, on procède de la manière suivante pour évaluer les risques : les concentrations qui peuvent causer un risque accru de cancer de $1x10^{-5}$, $1x10^{-6}$ et $1x10^{-7}$, au cours d'une vie, s'élèvent respectivement à 1,9 $\mu g \cdot L^{-1}$, 0,19 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 0,019 $\mu g \cdot L^{-1}$.

X.3.1.1.4 Chlorure de méthylène

Au Canada, la CMA de chlorure de méthylène dans l'eau potable est actuellement de 50 $\mu g.L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1989a, 1989b). Au Québec, on a adopté comme objectifs de qualité de l'eau les recommandations de l'U.S. EPA (1980a).

L'U.S. EPA (1980a) a déterminé que, pour protéger au maximum la santé humaine des effets cancérogènes potentiels du chlorure de méthylène, la concentration de cette substance dans l'eau ambiante devait être nulle. Une CMP de 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ a récemment été proposée (U.S. EPA 1990a). Les concentrations qui peuvent causer un risque accru de cancer de $1x10^{-5}$, $1x10^{-6}$ et $1x10^{-7}$, au cours d'une vie, s'élèvent respectivement à 1,9 $\mu g \cdot L^{-1}$, 0,19 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 0,019 $\mu g \cdot L^{-1}$. En outre, l'EPA américaine a émis des avis de danger pour la santé au sujet du chlorure de méthylène, qui n'ont pas force de loi, mais qui visent à signaler un problème potentiel de santé lié à la consommation d'eau renfermant du chlorure de méthylène. Un tel avis de danger pour la santé est émis par exemple dans le cas d'un adulte de 70 kg

exposé à du chlorure de méthylène provenant uniquement de l'eau potable, en concentration de 1750 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1987).

La Californie a adopté pour l'eau potable une concentration limite d'intervention de 40 $\mu g.L^{-1}$ au-delà de laquelle des mesures correctives doivent être prises (California State Department of Health Services, non daté).

X.3.1.1.5 Dichlorodifluorométhane

Au Canada, il n'existe pas encore de recommandations ni de règlements applicables au dichlorodifluorométhane dans l'eau potable ou dans l'eau destinée à toute autre utilisation. Aux États-Unis, l'EPA Ambient Water Quality Criteria Document spécifie qu'une concentration nulle de cette substance est souhaitable pour protéger au maximum la santé humaine (U.S. EPA 1980a). Toutefois, en 1981, le dichlorodifluorométhane a été rayé de la liste américaine des polluants toxiques de l'eau puisque le risque potentiel d'exposition au dichlorodifluorométhane dans l'eau était faible et en raison de sa faible solubilité, de sa volatilité élevée combinée à une faible toxicité pour les mammifères (U.S. EPA 1981b).

X.3.1.1.6 Trichlorofluorométhane

Au Canada, seul le Québec a adopté une norme applicable au trichlorofluorométhane dans l'eau, à savoir le critère de qualité de l'eau ambiante recommandé par l'U.S. EPA (1980a). La plupart des pays n'ont pas encore élaboré de recommandation ou de règlement relatifs au trichlorofluorométhane. Aux États-Unis, l'EPA Ambient Water Quality Criteria Document spécifie qu'une concentration nulle de cette substance est souhaitable pour protéger au maximum la santé humaine (U.S. EPA 1980a). Toutefois, comme il faudra probablement un certain temps avant que cette concentration soit atteinte, l'EPA américaine propose d'évaluer les risques de la même manière que pour le bromure de méthyle, le chlorure de méthyle et le chlorure de méthylène.

X.3.1.2 Exposition au Canada

Plusieurs cas de contamination des eaux souterraines par des lixiviats provenant de dépotoirs et de décharge se sont présentés au Canada. Par exemple, des lixiviats provenant d'une décharge ont contaminé des puits d'eaux souterraines près d'Ottawa. On a estimé que plus de 244 kt de déchets ont été rejetés à cet endroit entre 1969 et 1980 (Graham Engineering Consultants, 1984). En 1981, une étude hydro-géochimique du site a montré que des lixiviats contaminaient sérieusement une nappe aquifère qui servait localement de source d'approvisionnement en eau potable (Patterson et coll. 1985). Au cours d'une étude effectuée en 1982 sur le site contaminé, on a décelé des concentrations de chloroforme s'élevant jusqu'à 53 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans des puits situés à proximité du site; des concentrations de tétrachlorure de carbone allant jusqu'à 3650 $\mu g \cdot L^{-1}$; des concentrations de bromoforme allant jusqu'à 8400 $\mu g.L^{-1}$ dans les lixiviats; et des concentrations de chlorure de méthylène allant jusqu'à 10 400 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Jackson et coll. 1985). Une étude réalisée en 1988 sur le site a montré que les concentrations de chlorure de méthylène allaient jusqu'à 60 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la nappe aquifère de sédiments fluviatiles (Lesage et coll. 1990).

Le chloroforme et d'autres contaminants présents dans l'eau potable et dans les eaux superficielles ne font pas l'objet d'une surveillance régulière de la part du gouvernement fédéral. En 1977, Santé et Bien-être social Canada a réalisé une étude des halométhanes dans l'eau potable à l'échelle nationale. Au cours de cette étude, on a déterminé que les concentrations de chloroforme dans l'eau potable variaient entre une concentration inférieure au seuil de détection (< 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$) et une concentration de 121 $\mu g \cdot L^{-1}$; que les concentrations de bromoforme étaient généralement inférieures au seuil de détection (<0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$); que les concentrations de chlorodibromométhane dans l'eau potable variaient entre une concentration inférieure au seuil de détection (< 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$) et une concentration de 6,5 $\mu g \cdot L^{-1}$; et que les concentrations de dichlorobromométhane variaient entre une concentration non décelable (<0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$) et une concentration de 33 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Santé et Bien-être social Canada 1977).

En Ontario, le ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE 1983) a mis en application le programme de surveillance de la qualité de l'eau potable pour fournir de l'information à jour sur la qualité de l'eau potable. On surveille maintenant la présence des trihalométhanes dans la plupart des usines de traitement de l'eau de cette province. Les concentrations de trihalométhanes ont été comparées avant et après traitement à diverses usines de traitement de l'eau situées en Ontario (OMOE, 1989). Dans certains cas, les concentrations de chloroforme dans l'eau traitée étaient plus élevées de deux à trois ordres de grandeur que dans l'eau non traitée. D'après les données, dans la plupart des installations les concentrations de chloroforme étaient inférieures à 0,50 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau non traitée. En Ontario, c'est à l'usine de traitement de l'eau de Brantford que la

concentration maximale de chloroforme a été mesurée dans de l'eau traitée (430 $\mu g \cdot L^{-1}$). Les concentrations de chloroforme étaient également élevées dans l'eau de plusieurs autres municipalités (elles variaient de 253 à 360 $\mu g \cdot L^{-1}$).

On a également indiqué les concentrations de tétrachlorure de carbone avant et après traitement à diverses usines situées en Ontario (OMOE 1989). Le traitement de l'eau (principalement par chloration) influait de manière importante sur les concentrations de trihalométhanes comme le chloroforme, mais il avait peu d'effet sur le tétrachlorure de carbone, la plupart des installations signalant des concentrations inférieures à 0,4 $\mu g \cdot L^{-1}$. L'eau d'une usine située dans la région métropolitaine de Toronto présentait des concentrations allant jusqu'à 1,2 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Dans la plupart des installations de traitement, les concentrations de bromoforme étaient inférieures à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$; toutefois, aux usines de Wallaceburg et d'Elmira, les concentrations s'élevaient jusqu'à 3,6 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les concentrations de chlorure de méthylène s'élevaient en moyenne à environ 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$, mais à l'usine de Grimsby, les concentrations allaient jusqu'à 6 $\mu g \cdot L^{-1}$ (OMOE 1989).

En Ontario, les concentrations de chlorodibromométhane étaient habituellement inférieures à 0,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les sources d'approvisionnement en eau non traitée; toutefois, à Chatham et à Sarnia, les concentrations étaient plus élevées, à savoir 4,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 2,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement. Les concentrations de chlorodibromométhane dans l'eau traitée variaient de 0,3 à 17,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (OMOE 1989).

En Ontario, les concentrations de dichlorobromométhane dans les eaux non traitées étaient habituellement inférieures à 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$. Cependant, à Chatham, Renfrew et Sarnia, elles s'élevaient respectivement à 8,6 $\mu g \cdot L^{-1}$, 2,85 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 4,4 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les concentrations de dichlorobromométhane se sont élevées de manière marquée à la majorité des endroits après le traitement et elles variaient de 2,15 à 64,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ (OMOE 1989).

Dans une autre étude, Otson (1987) a contrôlé neuf installations de traitement des eaux municipales situées dans le bassin des Grands Lacs et il a mesuré des concentrations de chlorure de méthylène allant jusqu'à 19 $\mu g \cdot L^{-1}$. Il a constaté une nette variation saisonnière ainsi qu'une corrélation positive avec le degré de chloration. Dans le cadre d'une étude portant sur 30 usines canadiennes de traitement de l'eau, Otson et coll. (1982) signalaient une usine où les concentrations de chlorure de méthylène étaient décelables (<5 $\mu g \cdot L^{-1}$).

Ayotte (1987) a signalé des concentrations de trihalométhanes dans des eaux brutes et traitées prélevées au Québec en février et en juillet 1986. Les concentrations de chloroforme variaient de 0,1 à 19,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau brute, de 3,2 à 175,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau traitée et de 5,4 à 164,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau du robinet. Dans la plupart des cas, les concentrations de bromoforme étaient inférieures au seuil de détection (<0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$), la concentration maximale étant de 0,3 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les mesures des concentrations de chlorure de méthylène variaient de 0,11 à 2,70 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau brute, de 0,11 à 1,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau traitée et de 0,2 à 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau du robinet. Les concentrations de dichlorobromométhane variaient de 0,45 à 16,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau traitée et de 0,64 à 17,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau du robinet.

En Nouvelle-Écosse, dans le cadre d'une étude fédérale-provinciale sur les produits chimiques toxiques présents dans les sources d'eau potable (O'Neill et MacKeigan 1987), on a mesuré les concentrations de chloroforme dans diverses usines de traitement des eaux municipales en 1985. On a ainsi constaté que les concentrations de chloroforme variaient de 0,3 à 3,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les sources d'approvisionnement en eau brute et de 0,5 à 346,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau traitée. Les concentrations de chloroforme variaient de manière saisonnière.

X.3.1.3 Traitement de l'eau

On n'a pas trouvé de publication relative à l'élimination des halométhanes au moyen des procédés traditionnels. Toutefois, la floculation, la sédimentation et la filtration peuvent être utilisées au cours du traitement pour réduire la quantité de matière organique dans l'eau et pour réduire aussi, par conséquent, les concentrations d'halométhanes dans l'eau potable finie (G. Wood, 1991, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, com. pers.). Il faut noter, toutefois, que les trihalométhanes résultent directement et principalement de la chloration utilisée dans le traitement.

X.3.2 Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives

X.3.2.1 Recommandation

On ne dispose actuellement d'aucune information qui permettrait d'affirmer que la qualité et l'esthétique de l'eau destinée aux activités récréatives seraient touchées par la présence de faibles quantités d'halométhanes dans l'eau. Par conséquent, aucune recommandation n'a été formulée jusqu'à présent pour cette utilisation de l'eau.

On n'a trouvé aucune information portant sur les concentrations d'halométhanes dans l'eau qui causeraient des problèmes de goût et d'odeur. On n'a pas non plus trouvé de données relatives aux concentrations de ces substances qui auraient des effets sur les caractéristiques organoleptiques des poissons comestibles.

X.3.3 Vie aquatique d'eau douce

X.3.3.1 Recommandations (provisoires)

Les données relatives à la toxicité en milieu aquatique sont insuffisantes pour pouvoir fixer des recommandations relatives à la concentration des 10 halométhanes étudiés. Les données sont toutefois suffisantes pour élaborer des recommandations intérimaires relatives à la qualité de l'eau de 2 $\mu g \cdot L^{-1}$, 13 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 98 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le chloroforme, le tétrachlorure de carbone et le chlorure de méthylène, respectivement (tableau X-2).

X.3.3.2 Sommaire des recommandations existantes

Aux États-Unis, l'U.S. EPA (1980a) définit la concentration correspondant à la toxicité aiguë du chloroforme pour la vie aquatique comme étant de 28,9 $mg \cdot L^{-1}$ et la concentration correspondant à la toxicité chronique, comme étant de 1240 $\mu g \cdot L^{-1}$. Pour assurer la protection de la vie aquatique d'eau douce, le Québec a recommandé un objectif de 35,2 $mg \cdot L^{-1}$ pour les effets aigus du tétrachlorure de carbone (I. Guay, 1990, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, com. pers.). Pour assurer la protection à long terme de la vie aquatique, l'objectif provincial adopté au Québec est de 59 $\mu g \cdot L^{-1}$, soit la valeur fixée par le Michigan Department of Natural Resources en 1988 (I. Guay, 1990, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, com. pers.). Aucune autre recommandation n'a été relevée dans la documentation.

X.3.3.3 Justification

X.3.3.3.1 Chloroforme

On dispose de données primaires relatives à la toxicité aiguë pour trois espèces de poissons d'eau douce, notamment pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhyncus mykiss*), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*). Parmi ces espèces, les plus sensibles sont la truite arc-en-ciel et le crapet arlequin. Pour la truite arc-en-ciel, les CL_{50}-12h, 24h, 48h et 96h s'élèvent respectivement à 30,8, 23,1, 20,7 et 18,2 $mg \cdot L^{-1}$; et pour le crapet arlequin, les CL_{50}-12h, 24h, 48h et 96h sont de 21,6, 20,6, 19,1 et 18,2 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement (Anderson et Lusty 1980). C'est la rainette crucifère (*Hyla crucifer*) au stade embryonnaire aquatique qui présentait la sensibilité la plus forte au chloroforme. Un essai de toxicité chronique à court terme a donné une CL_{50}-7j de 270 $\mu g \cdot L^{-1}$ et une CE_{10}-7j de 18 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la tératogenèse (Birge et coll. 1980). Les données recueillies au cours de cette étude ont été qualifiées de primaires et correspondent à l'effet minimal observé (CEMO) causé par le chloroforme chez n'importe quelle espèce. Le chloroforme était toxique pour les oeufs et les alevins de truite arc-en-ciel (20 min après la fertilisation jusqu'à 4 j après l'éclosion) sur une période de 27 jours à des concentrations de seulement 2030 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans de l'eau douce (Black et coll. 1982) et 1240 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans de l'eau dure (Birge et coll. 1979).

La seule information dont on disposait sur la toxicité du chloroforme chez les invertébrés portait sur les puces d'eau (*Daphnia magna*) (LeBlanc 1980; Abernethy et coll. 1986) et sur la dreissena polymorphe (*Dreissena polymorpha*) (Slooff et coll. 1983). *Daphnia magna* était l'invertébré le plus sensible, la CL_{50}-2j étant de 29 $mg \cdot L^{-1}$ pour cette espèce (LeBlanc 1980).

Plusieurs séries de données secondaires décrivent la toxicité du chloroforme pour les plantes aquatiques. Bringmann et Kuhn (1978a) ont étudié le cas de la chlorophycée *Scenedesmus quadricauda* et celui de la cyanophycée *Anacystis aeruginosa*; ils ont ainsi constaté que la cyanophycée était la plus sensible, la croissance cellulaire étant réduite à une concentration de 185 $mg \cdot L^{-1}$.

La combinaison des données primaires sur les vertébrés aquatiques et des données secondaires sur les invertébrés aquatiques et sur les algues incitent à élaborer une recommandation provisoire relative à la qualité de l'eau. L'embryon de rainette crucifère s'est révélée l'espèce la plus sensible dans un test de toxicité chronique à court terme, la CE_{10} pour les effets tératogènes étant de 18 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Birge et coll. 1980). La recommandation provisoire s'obtient en multipliant la CE_{10} par un facteur de sécurité de 0,1 (Annexe IX 1991), ce qui donne une recommandation provisoire relative à la qualité de l'eau de 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ en ce qui concerne le chloroforme, pour assurer la protection de la vie aquatique d'eau douce.

X.3.3.3.2 Tétrachlorure de carbone

Il existe des données primaires sur la toxicité aiguë du tétrachlorure de carbone pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhyncus mykiss*) et pour le tête-de-boule (*Pimephales promelas*). Pour la larve de tête-de-boule, la CL_{50}-9j s'élevait à 4000 $\mu g \cdot L^{-1}$; pour la larve de truite arc-en-ciel, la CL_{50}-27j était de 1970 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Black et coll. 1982). On dispose également de données sur la toxicité aiguë du tétrachlorure de carbone pour les amphibiens. Parmi les grenouilles, c'est le ouaouaron (*Rana catesbeiana*) à l'état larvaire qui était le plus sensible au tétrachlorure de carbone. Dans une étude portant sur la toxicité chronique à court terme, on a signalé une CL_{50}-8j de 900 $\mu g \cdot L^{-1}$ et une CE_{10}-8j pour la tératogenèse de 133 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Birge et coll. 1980).

Toutes les données qui décrivent la toxicité du tétrachlorure de carbone pour les invertébrés aquatiques sont secondaires et limitées au cas de la puce d'eau (*Daphnia magna*) (Bringmann et Kuhn 1977; LeBlanc 1980) et de l'hydre (*Hydra attenuata*) (Kudla 1984). De ces espèces, c'est *H. attenuata* qui présentait la sensibilité la plus élevée au tétrachlorure de carbone.

Il existe des données secondaires sur la toxicité du tétrachlorure de carbone pour la cyanophycée *Anacystis aeruginosa* et la chlorophycée *Scedesmus quadricauda* (Bringmann et Kuhn 1978a, 1980). De ces espèces, c'est la cyanophycée qui présentait la sensibilité la plus élevée au tétrachlorure de carbone, la baisse de croissance de la population se manifestant à une concentration de 105 $mg \cdot L^{-1}$.

Les résultats obtenus en combinant les données primaires et les données secondaires appuient l'élaboration d'une recommandation provisoire relative à la qualité de l'eau. Le ouaouaron était l'espèce la plus sensible, la CE_{10}-8j pour la tératogenèse étant de 133 $\mu g \cdot L^{-1}$. La recommandation provisoire s'obtient en multipliant la CE_{10} par un facteur de sécurité de 0,1 (Annexe IX), ce qui donne une recommandation provisoire relative à la qualité de l'eau de 13 $\mu g \cdot L^{-1}$ en ce qui concerne le tétrachlorure de carbone, pour protéger la vie aquatique d'eau douce.

X.3.3.3.3 Chlorure de méthylène

Il existe des données primaires sur la toxicité aiguë du chlorure de méthylène pour le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhyncus mykiss*). Les données relatives au tête-de-boule indiquent qu'à l'état de larve et d'embryon, cette espèce est particulièrement sensible au chlorure de méthylène, la CL_{50}-9j s'élevant à 34 $mg \cdot L^{-1}$. Dans le cas de la truite arc-en-ciel, la CL_{50}-27j pour les embryons et les larves était de 13,2 $mg \cdot L^{-1}$ (Black et coll. 1982). Plusieurs espèces d'amphibiens sont également représentées dans la base de données relatives au chlorure de méthylène, notamment des grenouilles (*Xenopus laevis, R. Catesbeiana, R. temporaria, R. pipiens, R. palustris, Bufo fowleri*) et une salamandre (*Ambystoma gracile*). Toutes les données sont considérées comme primaires. On a signalé une CE_{50}-8j de 981 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le ouaouaron (*R. catesbeiana*) (Birge et coll., 1980).

Dans le cas des invertébrés aquatiques, il n'existe de données secondaires que pour la puce d'eau (*Daphnia magna*) qui a une CE_{50}-24h pour l'immobilité de 136 $mg \cdot L^{-1}$ (Abernethy et coll. 1986).

Les données qui existent sur les effets toxiques du chlorure de méthylène pour la cyanophycée *Anacystis aeruginosa* et pour trois chlorophycées (*Chlorella vulgaris, Chlamydomonas angulosa* et *Scenedesmus quadricauda*) sont considérées comme secondaires. C'est *Anacystis aeruginosa* qui présentait la sensibilité la plus élevée, la croissance de population étant réduite en présence de 550 $mg \cdot L^{-1}$ pendant une exposition de 8 jours (Bringmann et Kuhn, 1978b).

Dans le cas des cryptomonades (*Chilomonas paramaecium*), la croissance de la population est affectée d'une façon négative à une concentration >800 $mg \cdot L^{-1}$ après une exposition de 48 h dans une étude classée secondaire (Bringmann et coll. 1980).

L'étude de la toxicité appliquée au cryptomonade (*Chilomonas paramaecium*) peut remplacer l'étude nécessaire sur les invertébrés dans la recherche d'une recommandation provisoire. En utilisant cette étude les résultats obtenus en combinant des données primaires et des données secondaires appuient l'élaboration d'une recommandation provisoire relative à la qualité de l'eau. Le ouaouaron était l'espèce la plus sensible, la CE_{10}-8j pour la tératogenèse étant de 981 $\mu g \cdot L^{-1}$. La recommandation provisoire s'obtient en multipliant la CE_{10} par un facteur de sécurité de 0,1 (Annexe IX), ce qui donne une recommandation provisoire relative à la qualité de l'eau de 98 $\mu g \cdot L^{-1}$ en ce qui concerne le chlorure de méthylène, pour protéger la vie aquatique d'eau douce.

X.3.3.4 Lacunes dans les données

D'autres données toxicologiques seront nécessaires si l'on veut établir des recommandations relatives à la qualité de l'eau pour les halométhanes afin de préserver la vie aquatique d'eau douce. Dans le cas du chloroforme et du tétrachlorure de carbone, il faut encore obtenir des données primaires supplémen-

taires pour deux invertébrés appartenant à des classes différentes, dont une doit être planctonique, et pour une plante aquatique vasculaire ou une algue. Dans le cas du chlorure de méthylène, il faut de plus obtenir des données primaires pour au moins deux invertébrés aquatiques appartenant à des classes différentes, dont une doit être planctonique. On ne pourra élaborer de recommandations applicables au bromoforme, au bromure de méthyle, au chlorodibromométhane et au dichlorobromométhane avant de disposer d'une série complète de données primaires, telle que définie à l'annexe IX. On a déterminé qu'il n'était pas nécessaire pour le moment d'élaborer des recommandations pour le dichlorodifluorométhane ou le trichlorofluorométhane car ces substances se retrouvent rarement dans les milieux aquatiques et parce qu'elles sont peu toxiques.

X.3.4 Applications agricoles

X.3.4.1 Irrigation

X.3.4.1.1 Recommandations

Les données relatives aux halométhanes sont insuffisantes pour permettre d'établir des recommandations visant à assurer la protection et le maintien de la qualité de l'eau d'irrigation. Comme le dichlorodifluorométhane et le trichlorofluorométhane se retrouvent rarement dans le milieu aquatique, il n'est pas nécessaire d'en établir pour le moment.

X.3.4.2 Eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage

X.3.4.2.1 Recommandations (provisoires)

On n'a pas effectué de recherche bibliographique détaillée pour recueillir des données sur la toxicité à l'égard des mammifères. Toutefois, un sommaire des données de toxicité aiguë pour les mammifères est présenté ci-après. Jusqu'à ce qu'on entreprenne une évaluation détaillée, on recommande d'adopter une CMA de 350 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les trihalométhanes (chloroforme, bromoforme, chlorodibromométhane, dichlorobromométhane) dans l'eau potable, de 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le tétrachlorure de carbone et de 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le chlorure de méthylène comme recommandation provisoire pour l'eau destinée au bétail (tableau X-2). Comme on retrouve rarement du dichlorodifluorométhane et du trichlorofluorométhane dans les milieux aquatiques, il n'est pas nécessaire pour le moment d'établir des recommandations applicables à ces substances.

X.3.4.2.2 Justification

On résumera ici les données recueillies relatives à la toxicité pour les mammifères, du chloroforme, du tétrachlorure de carbone, du bromoforme, du bromure de méthyle, du chlorure de méthyle, du chlorodibromométhane et du dichlorobromométhane.

La DL_{50} du chloroforme administré par voie orale à des souris variait d'un minimum de 36 $mg \cdot kg^{-1}$ (Sax et Lewis 1989) à un maximum de 1750 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970). Chez des rats adultes, la DL_{50} variait de 908 à 1875 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970; Sax et Lewis 1989). Les doses létales aiguës pour les cobayes se situaient entre 820 et 1750 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970).

La DL_{50} de tétrachlorure de carbone administré par voie orale à des rats variait de 2800 à 9770 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970; Sax et Lewis 1989). Chez les lapins, la DL_{50} était de 5760 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970). L'intervalle des DL_{50} était un peu plus élevé chez les souris : 8263 à 9123 $mg \cdot kg^{-1}$ (Little 1970). Sept agneaux sur neuf sont morts dans les 10 jours suivant l'administration de 5 mL de tétrachlorure de carbone à 19 % dans de l'huile de maïs (Angus et Greig 1979).

La DL_{50} médiane par voie orale de bromoforme variait de 1400 $mg \cdot kg^{-1}$ chez la souris mâle à 1550 $mg \cdot kg^{-1}$ pour la souris femelle (Bowman et coll. 1978). Chez les rats, la DL_{50} par voie orale variait de 1147 $mg \cdot kg^{-1}$ chez les femelles à 1388 $mg \cdot kg^{-1}$ chez les mâles (Chu et coll. 1982).

Des veaux auxquels on avait donné du foin d'avoine fumigé avec du bromure de méthyle ont manifesté des signes d'intoxication du système nerveux central (manque de coordination motrice) après 10 à 12 jours d'exposition. Des concentrations d'ions bromure de 6800 à 8400 $mg \cdot kg^{-1}$ ont été mesurées dans le foin (Knight et Reina-Guerra 1977).

La toxicité du chlorure de méthylène pour les mammifères a surtout été étudiée chez les rongeurs. Sax et Lewis (1989) ont signalé une DL_{50} de 2136 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le chlorure de méthylène administré à des rats par voie orale.

Les données relatives à la toxicité du chlorodibromométhane chez les mammifères sont assez limitées. Dans le cas d'une étude réalisée par Bowman et coll. (1978), la DL_{50} chez la souris mâle était de 800 $mg \cdot kg^{-1}$ (intervalle de 666 à 960 $mg \cdot kg^{-1}$) et elle était de 1200 $mg \cdot kg^{-1}$ pour la souris femelle (intervalle de 945 à 1524 $mg \cdot kg^{-1}$).

La médiane obtenue pour le dichlorobromométhane administré oralement à des souris IRC suisses adultes variait de 450 $mg \cdot kg^{-1}$ (intervalle de 326 à 621 $mg \cdot kg^{-1}$) pour des mâles, à 900 $mg \cdot kg^{-1}$ (intervalle de 811 à 999 $mg \cdot kg^{-1}$) pour des femelles (Bowman et coll. 1978).

X.3.5 Approvisionnement en eau industrielle

X.3.5.1 Recommandation

Les données étaient insuffisantes pour permettre d'élaborer des recommandations relatives à la qualité de l'eau en ce qui concerne les halométhanes, afin de protéger l'eau destinée à des utilisations industrielles et d'en maintenir la qualité. Jusqu'à présent, rien ne permet de penser que les halométhanes constituent une menace pour les sources d'approvisionnement en eau destinée à l'industrie. Il sera nécessaire d'étudier les exigences industrielles relatives à la qualité de l'eau avant d'élaborer des recommandations canadiennes relatives à la qualité de l'eau destinée à l'industrie.

X.3.6 Données de base sur les paramètres spécifiques

X.3.6.1 Utilisations et production

X.3.6.1.1 Chloroforme

Le chloroforme, ou trichlorométhane, est un liquide translucide, incolore, ininflammable, très volatil et très peu soluble dans l'eau (IARC 1979; The Merck Index, 1989). Bien qu'on ait interdit l'utilisation du chloroforme en tant qu'additif dans les médicaments destinés aux êtres humains et dans les produits cosmétiques en 1976 (Kirk et Othmer 1979), on l'utilise encore beaucoup dans l'industrie et en agriculture, au Canada comme dans le monde entier. Le chloroforme est un sous-produit courant des réactions entre le chlore et les substances humiques présentes dans l'eau, les sols et les sédiments (Bellar et coll. 1974; Rook 1974). Dans l'industrie, le chloroforme sert à la fabrication des réfrigérants fluorocarbonés, des plastiques, des propulseurs, des édulcorants, des extincteurs d'incendie, des circuits électriques, des produits pharmaceutiques et en anesthésie non destinée aux êtres humains. Il est beaucoup employé comme solvant d'usage général dans les adhésifs, les pesticides, les graisses, les huiles, le caoutchouc, les alcaloïdes, les cires, le latex de gutta-percha, les résines et les agents de nettoyage (IARC 1979; Verschueren 1983; The Merck Index). En agriculture, le chloroforme est un fumigant insecticide homologué pour l'entreposage de l'orge, de l'avoine, du maïs, du maïs soufflé, du riz, du blé, du seigle et du sorghum (IARC 1979); il sert également de fongicide pour les plants de tabac (Stanford Research Institute 1975a).

La consommation de chloroforme au Canada est passée de 3,8 kt en 1977 à 5,6 kt en 1979. On a prévu qu'elle tomberait ensuite à 3,6 kt en 1989. La production de chloroforme a cessé au Canada en 1978; il faut donc en importer. Les tendances de l'importation sont égales à celles de la consommation (Corpus Information Services 1989a).

X.3.6.1.2 Tétrachlorure de carbone

Le tétrachlorure de carbone est un liquide translucide, incolore, ininflammable, volatil, peu soluble dans l'eau. Le tétrachlorure de carbone est l'une des substances régies par le Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone. Sauf pour ce qui est de son utilisation comme matière chimique de base (Gazette du Canada 1989, 1990), on cessera progressivement de l'employer au Canada pour l'éliminer complètement en 1995, conformément aux règlements qui seront proposés en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Dans l'industrie, le tétrachlorure de carbone sert de solvant pour les huiles, les graisses, les laques, les vernis, le caoutchouc, les cires et les résines. Il a été utilisé pour extraire l'huile des fleurs et des graines, pour récupérer l'étain des déchets de placage (IARC 1979) et pour rendre le benzène ininflammable (Pearson et McConnell 1975; The Merck Index 1989). Il est surtout utilisé dans la fabrication de composés organiques comme les fluorocarbones. Il sert aussi à la préparation des additifs pétroliers (IARC 1979), au dégraissage des métaux, à la fabrication des semi-conducteurs, de solvant pour la colle de caoutchouc, à la synthèse du nylon-7 et dans d'autres procédés de chloration organique (Fishbein 1977; Hawley 1977). Il est utilisé en technologie des polymères comme catalyseur, dans la synthèse organique pour la chloration des composés organiques, dans les parfums pour savons et dans les insecticides (NIOSH/OSHA 1981). En agriculture, le tétrachlorure de carbone est utilisé sous forme de fumigant insecticide sur les céréales et contre les rongeurs (IARC 1979). Il est utilisé comme retardateur de flamme dans le disulfure de carbone et dans le dichlorure d'éthylène destinés à la fumigation des céréales comme l'orge, le maïs, l'avoine, le maïs

soufflé, le riz, le seigle, le sorgho et le blé (Farm Chemicals Handbook 1986). Aux États-Unis, l'U.S. EPA (1984) a interdit en 1986 l'utilisation du tétrachlorure de carbone pour la fumigation des céréales.

La consommation de tétrachlorure de carbone est restée assez stable de 1977 à 1989, soit 19,3 à 24,5 kt par année, sauf en 1980 et en 1981, où elle est tombée à 15 kt et à 15,5 kt, respectivement. Au Canada, il existe deux sociétés qui produisent du tétrachlorure de carbone. Leur production a varié d'un minimum de 15,5 kt en 1981 à 27,8 kt en 1988, la moyenne étant de 20,7 kt entre 1977 et 1989. Les importations de tétrachlorure de carbone ont varié de 0,0 kt en 1977 à 6,3 kt en 1984. Elles ont diminué encore depuis cette date et l'on prévoit qu'elles seront de 1,0 kt en 1989 (Corpus Information Services 1989).

X.3.6.1.3 Bromoforme

Le bromoforme, ou tribromométhane, est un liquide translucide, incolore, ininflammable et peu soluble dans l'eau. Le bromoforme est beaucoup utilisé dans le monde entier, dans l'industrie et en agriculture (The Merck Index 1989). Dans l'industrie, le bromoforme est utilisé comme agent de flottation pour liquide lourd dans la séparation des minerais, pour les études pétrographiques sédimentaires et de séparation, pour des essais géologiques et pour la purification de matières comme le quartz. Il est utilisé dans les réactions de condensation en synthèse chimique et pharmaceutique et comme source de radicaux libres pour initier la transformation de divers composés. Le bromoforme est utilisé comme solvant industriel pour les extractions liquide-solvant en résonance magnétique nucléaire. Il est ajouté à la cellulose comme retardateur de flamme et sert à la microencapsulation. Le bromoforme est également employé comme catalyseur, initiateur ou sensibilisateur dans la production des polymères, les réactions d'irradiation et la vulcanisation du caoutchouc. Il entre dans la composition de nombreux produits pharmaceutiques et de nombreux produits médicinaux (IARC 1979; NIOSH/OSHA 1981; Verschueren 1983; The Merck Index 1989).

On n'a trouvé aucune information sur la consommation, la production ou les importations de bromoforme au Canada. Aux États-Unis, le bromoforme est surtout utilisé comme intermédiaire chimique; toutefois, on ne connaît pas la proportion de bromoforme utilisé à cette fin par rapport à la quantité totale utilisée. On a estimé que la quantité produite aux États-Unis en 1975 était inférieure à 500 t (NAS 1978).

X.3.6.1.4 Bromure de méthyle

Le bromure de méthyle, ou bromométhane, est un gaz translucide, incolore, très soluble dans l'eau. Dans l'industrie, il sert de solvant pour le dégraissage de la laine et l'extraction des huiles de noix, de graines et de fleurs (The Merck Index 1989). Il est également beaucoup utilisé pour la destruction des insectes et des rongeurs dans les marchandises entreposées. Le bromure est utilisé pour détruire les termites dans les constructions et avant la plantation, comme fumigant pour détruire les nématodes, les insectes, les graines de mauvaises herbes et les champignons (Farm Chemicals Handbook 1986). Il est employé pour stériliser les aliments, pour détruire les nuisibles dans les fruits, les légumes, les produits laitiers, les noix et les céréales (NIOSH/OSHA, 1981). Dans l'industrie pharmaceutique, il sert d'agent méthylant, particulièrement dans la préparation d'antipyridine et d'autres produits pharmaceutiques (IARC 1986).

On n'a trouvé aucune information sur les tendances de la consommation ou de la production ni sur les importations de bromure de méthyle au Canada. Aux États-Unis, environ 65 % de tout le bromure de méthyle produit est utilisé pour la fumigation du sol, 15 % pour la fumigation des produits agricoles entreposés, 10 % dans les procédés chimiques et 10 % sont exportés (NAS 1978). En 1972 et en 1979, la production s'élevait respectivement à 112 kt et à 35 kt aux États-Unis (NIOSH/OSHA 1981).

X.3.6.1.5 Chlorure de méthyle

Le chlorure de méthyle, ou chlorométhane, est un gaz translucide, incolore, très inflammable, volatil qui n'est que légèrement soluble dans l'eau (The Merck Index 1989). Dans l'industrie, le chlorure de méthyle est principalement utilisé comme intermédiaire chimique dans la production des résines de silicone et des caoutchoucs. Au Canada, le chlorure de méthyle est principalement employé dans la production de caoutchouc de butyle. Le deuxième marché en importance est représenté par la production de mousse de polystyrène (Styrofoam). Cette substance est également utilisée dans la production d'amines quaternaires destinées à l'industrie des assouplissants domestiques (Corpus Information Services 1989c).

La consommation de chlorure de méthyle est passée de 4,0 kt en 1977 à 5,7 kt en 1985 puis elle a diminué et on prévoit qu'elle tombera à 3,9 kt en 1989. Actuellement, le Canada importe tout le chlorure de méthyle dont il a besoin. Les importations

ont fluctué entre 3,1 et 5,7 kt par année entre 1977 et 1989 (Corpus Information Services 1989c).

X.3.6.1.6 Chlorure de méthylène

Le chlorure de méthylène, ou dichlorométhane, est un liquide translucide, incolore, non inflammable très volatil et quelque peu soluble dans l'eau. Dans l'industrie, le chlorure de méthylène est utilisé dans les décapants pour peinture, comme solvant pour le dégraissage, dans le traitement des plastiques, comme agent gonflant dans les mousses et comme solvant pour l'acétate alvéolaire. Il sert comme solvant d'extraction pour les graisses sensibles à la chaleur, les graisses comestibles, le cacao, le beurre et la caféine. En ce qui concerne les applications agricoles, le chlorure de méthylène est un fumigant insecticide homologué pour les céréales entreposées (WHO 1984a).

Les principaux marchés du chlorure de méthylène ont cru au Canada entre 1977 et 1985, la consommation passant de 9,3 à 13,2 kt; par la suite, la consommation a diminué et on prévoit qu'elle sera de 10,1 kt en 1989. Le Canada ne produit pas de chlorure de méthylène, mais il en importe pour répondre aux besoins. Les tendances des importations sont les mêmes que celles de la consommation (Corpus Information Services 1989d).

X.3.6.1.7 Chlorodibromométhane

Le chlorodibromométhane, ou dibromochlorométhane, est un liquide translucide, incolore, soluble dans l'eau (U.S. EPA 1980a). Il n'est pas produit commercialement à grande échelle et il est principalement utilisé comme milieu de recherche en laboratoire. Le chlorodibromométhane est produit naturellement dans les océans par les algues rouges (Su et Goldberg 1976) et de manière anthropique, dans les écosystèmes d'eau douce,; il résulte alors de la chloration de l'eau (Bellar et coll. 1974; Rook 1974).

X.3.6.1.8 Dichlorobromométhane

Le dichlorobromométhane, ou bromodichlorométhane, est un liquide translucide, incolore, ininflammable, peu soluble dans l'eau (U.S. EPA 1980a). Sa production commerciale est limitée puisqu'il est principalement utilisé comme milieu de recherche en laboratoire (NAS 1978). Dans les océans, les algues rouges libèrent du dichlorobromométhane, dans l'eau de mer et dans l'air (Su et Goldberg 1976). Le dichlorobromométhane présent dans les systèmes aquatiques d'eau douce provient de la chloration de l'eau (Bellar et coll. 1974; Rook 1974).

X.3.6.1.9 Dichlorodifluorométhane

Le dichlorodifluorométhane, ou difluorodichlorométhane, est un gaz translucide, incolore, qui est pratiquement insoluble dans l'eau. Il y a peu de choses à dire sur les propriétés esthétiques ou la toxicité de ce composé. Il est régi par le Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone et en vertu de la LCPE (règlements 1, 3 relatifs à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone; Gazette du Canada 1989, 1990). Dans l'industrie, le dichlorodifluorométhane sert principalement de propulseur aérosol pour les insecticides, les peintures, les adhésifs, les cosmétiques et les agents de nettoyage. Il est aussi utilisé comme réfrigérant, agent gonflant dans les polymères alvéolaires, agent moussant dans les aérosols destinés à éteindre les incendies, agent de congélation rapide, solvant et liquide pour le fonctionnement des pompes à chaleur (NIOSH/OSHA 1981).

Il n'existe actuellement pas d'information sur les tendances de la consommation, de la production ou des importations de dichlorodifluorométhane au Canada. Toutefois, on a estimé que de la quantité totale de dichlorodifluorométhane produite aux États-Unis en 1985, environ 39 % étaient utilisés dans les réfrigérants, 17 % dans les agents gonflants, 14 % comme solvants, 14 % dans les fluoropolymères et 2 % dans les propulseurs pour aérosols (Chemical Profile 1986). Aux États-Unis, la production de dichlorodifluorométhane est tombée de 199 kt en 1972 (Stanford Research Institute 1975a) à 154 kt en 1984 (Chemical Products Synopsis 1984).

X.3.6.1.10 Trichlorofluorométhane

Le trichlorofluorométhane, ou trichloromonofluorométhane, est un liquide translucide, incolore (au-dessous de 23,7 °C), pratiquement insoluble dans l'eau (The Merck Index 1989). Au-dessus de 23,7 °C, c'est un gaz translucide, incolore. Il est inflammable et ne possède pas de propriétés esthétiques ni de toxicité particulières (U.S. EPA 1980a). Le trichlorofluorométhane est régi par le Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone et en vertu de la LCPE (règlements 1, 3 relatifs à des substances appauvrissant la couche d'ozone; Gazette du Canada 1989, 1990). Dans l'industrie, le trichlorofluorométhane est principalement utilisé comme réfrigérant et comme propulseur pour

aérosol dans les insecticides, les peintures, les adhésifs, les cosmétiques et les agents de nettoyage. Il sert également comme agent gonflant dans diverses mousses alvéolaires à cellules ouvertes ou fermées et à l'occasion, comme solvant (Gamlen et coll. 1986).

On n'a trouvé aucune information sur les tendances de la consommation ou de la production ni sur les importations de trichlorofluorométhane au Canada ou aux États-Unis. Toutefois, Gamlen et coll. (1986) ont estimé que la production mondiale en 1983 était de l'ordre de 3 kt.

X.3.6.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

X.3.6.2.1 Chloroforme

Chaque année, des quantités substantielles de chloroforme sont libérées dans l'environnement. Les apports atmosphériques représentent 75 % de la contamination totale de l'environnement (NAS 1978). Toutefois, les quantités de chloroforme libérées directement et indirectement dans les sources d'eau représentent une proportion importante du reste des apports environnementaux. Même si l'on ne connaît pas les quantités de chloroforme libérées dans l'environnement au Canada, l'EPA américaine a évalué les quantités libérées dans l'environnement aux États-Unis. Dans l'atmosphère et dans l'eau, les émissions s'élevaient à 12 000 t et à 400 t, respectivement, dans le cas du blanchiment des pâtes et papiers et à 3245 t et à 221 t, dans le cas de la chloration de l'eau; les extraits pharmaceutiques comptaient 1525 t rejetées dans l'atmosphère, 275 t dans l'eau et 290 t dans la terre. On a estimé que la production de chlorure de vinyle, son transport et son entreposage étaient à l'origine de la libération de 16 t de chloroforme dans l'eau (Kayser et coll. 1982).

X.3.6.2.2 Tétrachlorure de carbone

On ne dispose pas pour le moment de chiffres permettant d'évaluer la quantité de tétrachlorure de carbone libérée dans l'environnement canadien, mais l'EPA américaine estime que la quantité totale de tétrachlorure de carbone libérée dans le monde entier en 1978 était d'environ 42 kt. La production de tétrachlorure de carbone et l'utilisation de solvants, qui libèrent respectivement des quantités de 50 t et de 110 t dans l'eau, étaient les principales sources de contamination du milieu aquatique (Kayser et coll. 1982).

X.3.6.2.3 Bromoforme

Il existe actuellement peu d'information sur la quantité de bromoforme libérée dans l'environnement. La contamination par le bromoforme des écosystèmes aquatiques provient principalement des réactions du brome et du chlore avec les substances humiques et fulviques présentes dans les sols, l'eau et les sédiments (Bellar et coll. 1974; Rock 1974; NAS 1978). Au cours de ce processus, les ions bromure, en présence de chlore, sont oxydés en un certain nombre de composés intermédiaires comme Br_2HOBr^-, OBr^-, BrCl et $BrCl_5$. Ces derniers participent aux réactions d'halogénation plus efficacement que le chlore (Ishikawa et coll. 1986).

X.3.6.2.4 Bromure de méthyle

Chaque année, d'importantes quantités de bromure de méthyle sont libérées dans l'environnement. Ces rejets résultent la plupart du temps de la fumigation du sol et des produits entreposés. Bien que l'on ne dispose pas actuellement d'évaluation des quantités de bromure de méthyle libérées dans l'environnement canadien, la NAS (1978) a estimé qu'environ 11,4 kt de bromure de méthyle étaient libérées chaque année dans l'environnement, à l'échelle du monde entier.

X.3.6.2.5 Chlorure de méthyle

La plus grande partie de la production de chlorure de méthyle est utilisée dans la fabrication d'autres produits. Les exigences relatives à la manipulation sont sévères et se traduisent par des rejets minimaux dans l'environnement (environ 2 %) (NAS 1978). À cause de sa pression de vapeur élevée, la majeure partie des pertes passent directement dans l'atmosphère. Les milieux aquatiques sont contaminés par les retombées atmosphériques sous forme de pluie et de neige.

X.3.6.2.6 Chlorure de méthylène

On ne dispose pas actuellement de chiffres relatifs aux quantités de chlorure de méthylène présentes dans l'environnement canadien. L'Organisation mondiale de la santé a évalué à plus de 450 kt (ou environ 80 % de la production mondiale), la quantité de chlorure de méthylène libérées dans l'environnement à l'échelle du monde entier. La majeure partie du chlorure de méthylène est libérée dans l'atmosphère, mais les quantités rejetées dans l'eau sont également importantes (WHO 1984a).

X.3.6.2.7 Chlorodibromométhane

On ne dispose d'aucune information sur les quantités de chlorodibromométhane libérées dans l'environnement. La chloration de l'eau et le blanchiment sont vraisemblablement les principales sources de contamination des milieux aquatiques.

X.3.6.2.8 Dichlorobromométhane

On ne dispose d'aucune information sur les quantités de dichlorobromométhane libérées dans l'environnement. La chloration de l'eau et le blanchiment sont vraisemblablement les principales sources de contamination des milieux aquatiques.

X.3.6.2.9 Dichlorofluorométhane

Chaque année, d'importantes quantités de dichlorodifluorométhane sont libérées dans l'environnement. À cause de la pression de vapeur et de la solubilité élevées du dichlorodifluorométhane, presque tous les rejets de ce produit (présent dans les propulseurs des aérosols et dans les mousses à cellules ouvertes) sont libérés directement dans l'atmosphère (Gamlen et coll. 1986) et qu'il en apparaît très peu dans les milieux aquatiques.

X.3.6.2.10 Trichlorofluorométhane

Le trichlorofluorométhane possède une pression de vapeur élevée et une faible solubilité dans l'eau; c'est pourquoi tout le trichlorofluorométhane directement libéré (à partir des propulseurs d'aérosols et des mousses à cellules ouvertes) est transporté directement dans l'atmosphère (Gamlen et coll. 1986). Il apparaît très peu dans les milieux aquatiques.

X.3.6.3 Concentrations dans l'environnement

X.3.6.3.1 Eaux souterraines

Dans un cas de contamination des eaux souterraines près de Sarnia en Ontario, on a déterminé que des lixiviats provenant d'une décharge d'une société chimique présentaient des concentrations de chloroforme, de tétrachlorure de carbone et de chlorure de méthylène allant jusqu'à 950, 1000 et 160 $\mu g \cdot L^{-1}$ (King et Sherbin 1986). Dans une étude portant sur six décharges situées en Ontario, dans diverses structures géologiques, Barker (1987) a mesuré de faibles concentrations de chloroforme (3 $\mu g \cdot L^{-1}$ ou moins) et de tétrachlorure de carbone (8 $\mu g \cdot L^{-1}$ ou moins) dans les lixiviats. Les concentrations variaient largement en fonction du temps et de la constitution des matières rejetées. À Guelph, un lixiviat de décharge présentait des concentrations de chlorure de méthylène allant jusqu'à 131 $\mu g \cdot L^{-1}$ en 1988 et jusqu'à 1008 $\mu g \cdot L^{-1}$ en 1989 (Lesage et coll. 1989). Dans le cas du lixiviat du dépotoir de Guelph, on a décelé des concentrations de chlorure de méthylène allant jusqu'à 60 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 9 $\mu g \cdot L^{-1}$ en 1988 et en 1989, respectivement. Dans le cas d'un lixiviat provenant d'un dépotoir de Muskoka, les concentrations de chlorure de méthylène s'élevaient à 57 $\mu g \cdot L^{-1}$ en 1989. McBride et coll. (1989) ont mesuré les concentrations de chlorure de méthylène dans des lixiviats provenant du dépotoir de Muskoka allant jusqu'à 350 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans des fossés collecteurs.

X.3.6.3.2 Eaux superficielles

L'Institut national de recherche sur les eaux, situé à Burlington en Ontario, a entrepris des études visant à déterminer la concentration des contaminants dans certaines eaux superficielles canadiennes. Dans le cadre d'une étude conjointe effectuée par le gouvernement fédéral et par la province de l'Ontario, on a décelé une grande variété de produits chimiques dans la rivière Sainte-Claire et dans le lac Sainte-Claire (Kaiser et Comba 1986a, 1986b; King et Sherbin 1986). Les concentrations de chloroforme dans la rivière Sainte-Claire variaient de 200 à 300 $ng \cdot L^{-1}$ et atteignaient 4482 $ng \cdot L^{-1}$ dans un fossé qui se déverse dans la rivière dans une localité rurale. Les concentrations de tétrachlorure de carbone dans la rivière Sainte-Claire dépassaient 900 $ng \cdot L^{-1}$ tandis que les effluents d'une compagnie à Sarnia en Ontario avaient des concentrations de 1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ (King et Sherbin 1986). Les concentrations de chlorure de méthylène dans la rivière Sainte-Claire variaient de 5 à 1213 $ng \cdot L^{-1}$, alors que les concentrations maximales de dichlorobromométhane s'élevaient à 151 $ng \cdot L^{-1}$ (Kaiser et Comba 1986b). La plupart des polluants étaient répartis dans la colonne d'eau; toutefois, le chloroforme et le tétrachlorure de carbone formaient des réservoirs denses, très concentrés sur le lit de la rivière.

On a décelé du chloroforme et du tétrachlorure de carbone dans l'ensemble du lac Sainte-Claire. Les concentrations de chloroforme variaient de 5 à 278 $ng \cdot L^{-1}$ près du canal Cutoff (Kaiser et Comba 1986a). Les concentrations de tétrachlorure de carbone variaient de 1 à plus de 900 $ng \cdot L^{-1}$ près de l'embouchure de la rivière Sainte-Claire. Dans le lac Ontario, près de l'embouchure de la rivière Niagara, les eaux superficielles présentaient des concentrations

de chloroforme et de tétrachlorure de carbone variant de 0,5 à 16 ng·L^{-1} et de 10 à 20 ng·L^{-1}, respectivement. Les concentrations de chlorure de méthylène allaient jusqu'à 3 µg·L^{-1}. Dans l'eau du fond du lac, particulièrement dans les zones plus profondes, les concentrations variaient de 0,05 à 22 ng·L^{-1} pour le chloroforme et de 10 à 70 ng·L^{-1} pour le tétrachlorure de carbone. Les concentrations de dichlorobromométhane variaient de 1,0 à 4,0 ng·L^{-1} (Comba et Kaiser 1984).

Même si l'information dont on dispose laisse penser que les concentrations de dichlorodifluorométhane ne devraient pas être élevées dans les milieux aquatiques (p. ex. à cause de la pression de vapeur élevée et de la faible solubilité dans l'eau de ce composé), Kaiser et Comba (1986a) ont signalé des concentrations moyennes de 32 ng·L^{-1} dans le lac Sainte-Claire, en Ontario. Près de l'embouchure de la rivière Thames, qui se déverse dans le lac Sainte-Claire, ils ont mesuré des concentrations allant jusqu'à 380 ng·L^{-1}. Kaiser et Valdmanis (1979) ont signalé que les concentrations moyennes de dichlorodifluorométhane étaient de 76 ng·L^{-1} en 1978 dans le lac Érié.

Dans une étude datant de 1985 effectuée par l'Institut national de recherche sur les eaux, on avait décelé un large spectre de contaminants dans le fleuve Saint-Laurent (Lum et Kaiser 1986). Dans cette étude, les concentrations maximales de chloroforme variaient de 200 ng·L^{-1} près de Cornwall à 5000 ng·L^{-1} près de Montréal. Les concentrations maximales de tétrachlorure de carbone ont été signalées dans le lac Saint-Louis (37 000 ng·L^{-1}), près d'Oka (2600 ng·L^{-1}) et à Cornwall (330 ng·L^{-1}). Des concentrations plus faibles ont été signalées près de Sorel (25 ng·L^{-1}), de Montréal (22 ng·L^{-1}) et de Maitland (9 ng·L^{-1}). Dans certains cas, on pouvait retrouver l'origine des concentrations les plus élevées de contamination jusqu'à des sources ponctuelles industrielles situées près des sites de prélèvement.

On a décelé des concentrations de chlorure de méthyle de 2000 ng·L^{-1} dans des eaux usées traitées provenant de la fabrication de produits pharmaceutiques, des concentrations de 0,1 µg·L^{-1} dans des eaux usées traitées provenant de la fabrication de produits chimiques organiques et de plastiques et de 140 µg·L^{-1} dans des eaux usées traitées provenant du traitement de produits de bois; ce composé a également été décelé dans des eaux usées provenant du finissage du métal, à une concentration de 610 µg·L^{-1} (U.S. EPA 1981a). La concentration la plus élevée, qui était de 4149 µg·L^{-1}, a été mesurée dans un effluent de l'industrie des peintures et des encres (Shackelford et coll. 1983).

Le chloroforme et le chlorure de méthylène sont des sous-produits courants du blanchiment des pâtes et papiers (Wallin et Condren 1981; Turoski et coll. 1983; Voss 1983; Krinstad et Lindstrom 1984). Au Canada, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a indiqué que les concentrations de chloroforme en aval de l'usine de pâte kraft des Produits forestiers Canadien Pacifique Ltée de Thunder Bay en Ontario avaient varié entre 80 et 200 µg·L^{-1} en 1986 (N. Bazinet, 1990; Ontario Ministry of the Environment, Toronto, com. pers.). En 1989, le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britanique a signalé des concentrations moyenne et maximale de chloroforme de 27 µg·L^{-1} et de 83 µg·L^{-1}, respectivement dans les effluents de la Northwood Pulp and Timber Ltd, à Prince George. Tout près de là, les effluents des usines et de pâte et papier Canfor à Prince George présentaient des concentrations maximale et moyenne de 9 µg·L^{-1} et 7 µg·L^{-1}, respectivement (M.J. Clark, 1989, B.C. Ministry of Environment, Victoria, com. pers.). Ces usines déversent leurs effluents dans le fleuve Fraser.

X.3.6.3.3 Sédiments

Comme le chloroforme n'est pas fortement adsorbé sur les sédiments et les sols (section X.3.6.4.1), il est probable que les concentrations de sédiments suivront de près celles de l'eau surnageante. Les sédiments et l'eau recueillis au fond d'un étang dans lequel on avait introduit du chloroforme au moyen d'un système de pulvérisation sous-marin présentaient des concentrations analogues de chloroforme, les concentrations variant de 0,10 à 0,13 ppm (ou µg·g^{-1} et mg·L^{-1} dans les sédiments et dans l'eau, respectivement) (Crossland et coll. 1986).

Des composés variés ont été décelés dans des sédiments recueillis lorsque le problème de la contamination s'est posé dans la rivière Sainte-Claire. On a mesuré des concentrations de tétrachlorure de carbone allant jusqu'à 63 mg·L^{-1} dans les sables fins provenant du fond de la rivière près de Sarnia en Ontario (Oliver et Pugsley 1986). Toutefois, ces échantillons étaient associés à des réservoirs denses de contaminants piégés sur le fond de la rivière.

On n'a trouvé dans la documentation aucune information sur les concentrations de bromoforme dans les sédiments (en suspension ou déposés). Comme le bromoforme ne s'adsorbe pas beaucoup sur les sédiments et les sols (section X.3.6.4.3), sa concentration sera relativement faible.

Les recherches portant sur les concentrations de chlorure de méthyle et le chlorure de méthylène dans les sédiments (en suspension ou déposés) sont assez

limitées. Ni l'un ni l'autre de ces composés ne semblent s'adsorber beaucoup sur les sédiments ou les sols. (sections X.3.6.4.5 et X.3.6.4.6).

On n'a rien trouvé dans la documentation au sujet des concentrations de bromure de méthyle, de chlorodibromométhane, de dichlorobromométhane, de dichlorodifluorométhane ou de trichlorofluorométhane dans les sédiments en suspension ou déposés.

X.3.6.3.4 Biote aquatique

Au Canada, on n'a pas étudié le chloroforme ni le tétrachlorure de carbone en tant que contaminants du biote aquatique. Toutefois, en Grande-Bretagne, diverses espèces de poisson marin présentaient des concentrations de chloroforme de 5 à 851 $\mu g \cdot kg^{-1}$ alors que chez des invertébrés marins, les concentrations étaient de 2 à 1040 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Les concentrations de chlorure de carbone chez les poissons variaient de 0,1 à 6,0 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (Pearson et McConnell 1975). Dickson et Riley (1976) ont signalé que les concentrations de tétrachlorure de carbone chez les mollusques marins variaient de 2 à 114 $\mu g \cdot kg^{-1}$; chez les poissons marins, les concentrations variaient de 2 à 209 $\mu g \cdot kg^{-1}$.

On n'a rien trouvé dans la documentation sur les concentrations de bromoforme, de bromure de méthyle, de chlorure de méthyle, de chlorure de méthylène, de chlorodibromométhane, de dichlorobromométhane ou de trichlorofluorométhane dans le biote aquatique.

X.3.6.4 Devenir et comportement dans le milieu aquatique

X.3.6.4.1 Chloroforme

En milieu aquatique, l'élimination du chloroforme se fait principalement par volatilisation. La biodégradation a un effet lent mais important sur l'élimination du chloroforme dans les sols. L'hydrolyse, l'adsorption, la photooxydation, la photolyse, les procédés hydrauliques et la bioaccumulation ne semblent pas réduire de beaucoup les concentrations de chloroforme dans l'environnement.

Le chloroforme a une pression de vapeur modérément élevée et peut se volatiliser à partir de l'eau et du sol. Toutefois, la température, la profondeur dans l'eau et le débit régissent également la vitesse d'élimination du chloroforme par volatilisation. Par exemple, Dilling et coll. (1975), en étudiant la volatilisation de solutions aqueuses diluées de chloroforme à partir de béchers de laboratoire, ont déterminé que le fait d'agiter la solution modifiait de beaucoup les taux de volatilisation. En présence d'une agitation continue, la demi-vie de volatilisation était d'environ 23 min. Avec une agitation périodique, la demi-vie passait à plus de 90 min. Aucune donnée correspondant à l'absence d'agitation n'a été présentée. La surveillance d'une section du Rhin a permis de déterminer que la demi-vie du chloroforme était d'environ 1,2 jour (Zoeteman et coll. 1980). On a obtenu une demi-vie de 31 jours pour l'élimination du chloroforme à partir d'un lac dans le bassin du Rhin. On a supposé que la volatilisation était le processus d'élimination prédominant.

Certains chercheurs ont signalé qu'il ne se produisait pour ainsi dire pas de biodégradation pendant une période allant jusqu'à 25 semaines dans l'eau, dans des conditions aérobies (Heukelekian et Rand 1955; Kawasaki 1980; Bouwer et coll. 1981). Dans les sols où l'on sait qu'il existe des populations microbiennes acclimatées, il semble se produire une biodégradation lente mais importante. Initialement, le chloroforme est toxique pour ces populations; toutefois, avec le temps et à des concentrations suffisamment faibles, les bactéries s'acclimateront pour métaboliser le chloroforme (Yang et Speece 1986). D'après des données obtenues lors d'essais anaérobies sans acclimatation (Bouwer et coll. 1981; Bouwer et McCarty 1983a; U.S. EPA 1989), on estime à 1 à 4 semaines la demi-vie en milieu anaérobie. On signale également une dégradation plus lente du chloroforme dans une berge (31 % en moins d'un an) et dans l'eau d'infiltration des dunes (100 % en moins de trois mois) (Zoeteman et coll. 1980).

Dans l'eau, le chloroforme se décompose pour former de l'acide formique, du monoxyde de carbone et de l'acide chlorhydrique. La demi-vie du chloroforme par hydrolyse acide a été évaluée à 1849 ans par Jeffers et coll. (1989), 3000 ans par le Stanford Research Institute (1975b) et 3500 ans par Radding et Linn (1977). Mabey et Mill (1976) ont déterminé que la demi-vie par hydrolyse était liée au pH et qu'elle variait de 30 000 ans à pH 4, à 4 ans à pH 10. D'après les résultats, l'hydrolyse se fait lentement et ne contribue vraisemblablement pas beaucoup à la dégradation du chloroforme dans les écosystèmes aquatiques.

D'après des études portant sur les propriétés d'adsorption du chloroforme dans le sol, ce procédé ne constitue pas un moyen important d'élimination du chloroforme à partir de la solution. Dilling et coll. (1975) ont déterminé que l'argile de bentonite ou du calcaire pré-trempés, ajoutés à des mélanges aqueux de chloroforme, ne modifiaient pas la vitesse de dis-

parition du chloroforme à partir de la solution. La Poe (1985) a signalé que l'adsorption du chloroforme sur des types de sol très divers était négligeable. Dobbs et coll. (1989) ont constaté que le chloroforme était faiblement adsorbé sur des liqueurs mixtes et de la boue digérée provenant du traitement primaire de déchets. Des expériences sur le terrain (Crossland et coll. 1986; Roberts et coll. 1986) ont produit des résultats similaires.

Dilling et coll. (1975) ont étudié les réactivités de divers composés chlorés dans des solutions aqueuses exposées à la lumière du soleil. Après une période d'exposition d'un an, on a constaté que la réactivité du chloroforme était très faible et qu'elle était la même à l'obscurité ou à la lumière. De même, Jensen et Rosenberg (1975) ont déterminé que la vitesse de dégradation du chloroforme ne changeait pas de manière significative pendant 8 jours, que ce soit à l'obscurité ou en présence de lumière du soleil directe. D'après les résultats de ces études, la photolyse n'est pas un important mécanisme de dégradation du chloroforme dans les solutions aqueuses.

Dans certains cas de déversements, d'importantes quantités de chloroforme peuvent couler au fond d'un cours d'eau, devenir piégées dans la couche de sédiment de fond et diffuser très lentement dans le courant (Neely et coll. 1976). Comba et Kaiser (1984) ont décrit des différences marquées, dues à la masse volumique, entre les concentrations de chloroforme dans les eaux superficielles et dans les eaux du fond du lac Ontario, au large de l'embouchure de la rivière Niagara.

Le chloroforme peut également être extrait du milieu aquatique par les organismes aquatiques qui l'absorbent. Neely et coll. (1974) donnent un coefficient de partage octanol/eau (log K_{oe}) de 1,97 pour le chloroforme, d'après lequel il est improbable que la bioaccumulation constitue un processus important dans le devenir de ce composé; mais des études montrent que la bioaccumulation du chloroforme a lieu dans une large mesure chez la chlorophycée *Selenastrum capricomutum*, le facteur de bioconcentration (FBC) étant de 690 (Mailhot 1987). Par contre, les FBC variaient de 1,6 à 10 pour le crapet arlequin, la barbue de rivière, l'achigan à grande bouche et la truite arc-en-ciel, après un jour d'exposition (Anderson et Lusty 1980).

X.3.6.4.2 Tétrachlorure de carbone

Le principal processus qui régit le devenir du tétrachlorure de carbone à partir du milieu aquatique et du sol est la volatilisation. La perte primaire atmosphérique est due au fait qu'il s'échappe vers la stratosphère où il y a dégradation par photolyse. L'hydrolyse, l'oxydation, la photolyse (en solutions aqueuses), l'adsorption, la biodégradation et la bioaccumulation ne semblent pas réduire de manière substantielle les concentrations de tétrachlorure de carbone dans l'environnement.

Le tétrachlorure de carbone possède une pression de vapeur modérément élevée et il peut s'évaporer rapidement à partir de la surface du sol et de la surface de l'eau. Dilling et coll. (1975) ont constaté qu'en présence d'agitation continue, la demi-vie d'évaporation était d'environ 23 min. Dans le cas d'une agitation périodique, la demi-vie passait à plus de 90 min. Aucune donnée correspondant à l'absence d'agitation n'a été présentée. Dans le cadre d'une étude effectuée sur le terrain, la surveillance d'une section du Rhin a permis de déterminer que la demi-vie du tétrachlorure de carbone était d'environ 0,3 à 3 jours (Zoeteman et coll., 1980). On a supposé que l'évaporation était le processus d'élimination prédominant. Dans cette étude, on a également estimé que la demi-vie dans les lacs ou les eaux souterraines serait de l'ordre de 30 à 300 jours, selon les conditions.

Jeffers et coll. (1989) ont étudié la constante de vitesse d'hydrolyse homogène correspondant au tétrachlorure de carbone dans des solutions aqueuses abiotiques diluées. Les résultats de cette étude indiquent que la constante de vitesse d'hydrolyse est indépendante du pH; à 25 °C, la demi-vie est évaluée à 40,5 ans. Dans deux études, la demi-vie du tétrachlorure de carbone soumis à l'hydrolyse dans des solutions aqueuses s'élevait à 70 000 ans (Johns 1976) et à 7000 ans (Mabey et Mill 1976). Bien que ces résultats diffèrent de manière significative, il est manifeste que l'hydrolyse est lente et qu'elle ne contribue pas de manière importante à la dégradation du tétrachlorure de carbone dans les milieux aquatiques.

Sabljic (1987) signale un coefficient de partage sédiments/eau pour le tétrachlorure de carbone d'environ 70 (log K_d = 1,85), dans divers types de sol. Dobbs et coll. (1989) ont constaté que le tétrachlorure de carbone était faiblement adsorbé sur des liqueurs mixtes et de la boue digérée provenant du traitement primaire de déchets. Une expérience réalisée sur le terrain au cours de laquelle du tétrachlorure de carbone a été injecté dans une aquifère a également montré que ce composé est faiblement retenu par le matériau constituant l'aquifère (Roberts et coll. 1986). Il est donc probable que l'adsorption ne contribue pas beaucoup à l'élimination du tétrachlorure de carbone à partir des milieux aqueux.

L'U.S. EPA (1989) a indiqué que la photolyse ne constituait pas un processus important d'élimination du tétrachlorure de carbone dans les solutions aqueuses.

On a trouvé peu d'information sur la biodégradation du tétrachlorure de carbone dans les sols et dans l'eau. Tabak et coll. (1981) ont obtenu des taux élevés de biodégradation au cours d'essais de culture statique effectués avec divers milieux de sol et d'eau. Toutefois, on soupçonne qu'une forte proportion de tétrachlorure de carbone, indéterminée, s'est évaporée au cours de ces expériences. Heukelekian et Rand (1955) ont indiqué que la biodégradation pouvait se produire dans les sols une fois que les bactéries avaient été acclimatées au tétrachlorure de carbone. Ne possèdant que de l'information limitée sur la biodégradation, on ne peut déterminer son importance en tant que processus d'élimination du tétrachlorure de carbone à partir de l'environnement.

Mis à part les transformations décrites ci-haut, le tétrachlorure de carbone peut être éliminé du milieu aquatique en étant absorbé par des organismes aquatiques. Le coefficient de partage octanol/eau pour le tétrachlorure de carbone est de l'ordre de 2,62 à 2,83 (Hansch et Leo 1979), ce qui correspond à un faible potentiel de bioaccumulation.

X.3.6.4.3 Bromoforme

La biodégradation est le principal processus qui fait diminuer les concentrations de bromoforme. Les processus d'hydrolyse, d'adsorption, d'évaporation et de bioaccumulation ne semblent pas faire diminuer de manière substantielle la quantité de bromoforme présente dans le sol et dans les milieux aquatiques.

Dans une étude portant sur des filtres microbiens, Wolverton et McDonald-McCaleb (1986) ont constaté que divers composés organiques aromatiques et aliphatiques pouvaient être biodégradés dans une large mesure en l'espace de 24 h. Avec la filtration microbienne seule, on a fait diminuer les concentrations de bromoforme d'une proportion allant jusqu'à 81 % En présence du roseau *Phragmites communis*, on obtenait un taux de dégradation allant jusqu'à 93 % en l'espace de 24 h. Au cours d'expériences effectuées sur le terrain et portant sur le chloroforme dans des sols situés sous la Base des Forces canadiennes, à Borden en Ontario, et dans des microcosmes préparés en laboratoire à partir de ces sols, Wilson et coll. (1984) ont obtenu une réduction de 70 % à 80 % des concentrations de bromoforme en l'espace de 42 jours. Tabak et coll. (1981) ont examiné la biodégradation du bromoforme dans l'eau à des concentrations de 5 et 10 $mg \cdot L^{-1}$. Dans cette étude, on a utilisé des boues d'ensemencement, des sels minéraux et une levure à raison de 5 $mg \cdot L^{-1}$ en incubation statique pendant 7 jours, suivis de trois sous-cultures hebdomadaires. Après 7 jours, la dégradation s'élevait respectivement à 11 % et à 4 % pour les essais à 5 et à 10 $mg \cdot L^{-1}$, alors que la dégradation était de 48 % et 35 % après 28 jours. L'U.S. EPA (1989) a estimé que la demi-vie de biodégradation en milieu aérobie serait comprise entre 4 semaines et 6 mois en se basant sur des données de sélection obtenues en milieu aérobie aqueux à partir d'expériences avec un inoculum d'eaux usées domestiques décantées (Bouwer et coll. 1984). À partir de cette information, l'U.S. EPA (1989) a estimé que la demi-vie de biodégradation en milieu anaérobie serait comprise entre 16 semaines et 24 mois.

L'U.S. EPA (1989) a signalé une demi-vie de 687 ans pour l'hydrolyse du bromoforme d'après une constante de vitesse d'hydrolyse catalysée mesurée (Mabey et Mill 1978). On ne s'attend pas à ce que ce processus joue un rôle important dans l'élimination du bromoforme à partir des milieux aquatiques.

Dans une étude de l'adsorption du bromoforme dans un mélange aqueux d'autres hydrocarbures chlorés, Crittenden et coll. (1985) ont obtenu un paramètre de Freundlich de 1,8 $mg \cdot g^{-1}$ sur un milieu de charbon actif. À titre de comparaison, Dobbs et coll. (1989) ont trouvé pour la dieldrine, un autre hydrocarbure chloré adsorbé en grande quantité, un paramètre de Freundlich de 38,9 $mg \cdot g^{-1}$ (solides secs) pour des liqueurs mixtes provenant d'usines de traitement des eaux d'égout. Ce résultat donne à penser que le bromoforme n'est pas adsorbé dans une large mesure sur le sol et les sédiments.

Les données physiques présentées plus haut montrent que le bromoforme présente une pression de vapeur assez faible; bien qu'on puisse l'éliminer de la solution par aération, il est peu probable que cette élimination soit rapide.

L'élimination du bromoforme à partir de milieux aquatiques peut se faire par l'intermédiaire d'organismes aquatiques. Le log du coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}) pour le bromoforme est de 2,27 (McCarty 1980), ce qui laisse penser que le potentiel de bioaccumulation de cette substance est faible.

X.3.6.4.4 Bromure de méthyle

Peu de recherche a porté sur le devenir et le comportement du bromure de méthyle. Il n'existe actuellement aucune information sur sa photolyse en solutions aqueuses, sa photooxydation ou son adsorption. Il semble que l'hydrolyse ait un effet

minimal; toutefois, l'évaporation est rapide en raison de la faible pression de vapeur du bromure de méthyle.

Dans l'eau, le bromure de méthyle se décompose pour former du méthanol et de l'acide bromhydrique (NAS 1978). Mabey et Mill (1976) ont indiqué que la demi-vie du bromure de méthyle par hydrolyse dans l'eau est d'environ 20 jours. Gentile et coll. (1989) ont indiqué que la demi-vie pour l'hydrolyse du bromure de méthyle dans des conditions statiques, en l'absence d'oxygène, à pH neutre, était d'environ 30 à 50 jours. Ils ont également indiqué que la demi-vie tombait à 10 à 12 jours lorsque le pH et la température augmentaient.

Dans quelques cas seulement, on a signalé la présence de bromure de méthyle dans les milieux aquatiques (Wegman et coll. 1981). Cela résulte probablement de la pression de vapeur élevée de ce produit qui lui permet de s'évaporer rapidement après son entrée dans les systèmes aquatiques.

Il n'existe dans la documentation aucune information qui décrit spécifiquement la biodégradation du bromure de méthyle. L'U.S. EPA (1989) a estimé à 1 à 4 semaines la demi-vie en milieu aérobie et à 4 à 16 semaines, la demi-vie en milieu anaérobie en se basant sur des données de sélection en milieu aqueux aérobie obtenues pour le bromoforme au cours d'expériences réalisées avec un inoculum d'eaux usées domestiques décantées (Tabak et coll. 1981). Gentile et coll. (1989) ont noté que l'élimination du bromure de méthyle à partir de la solution s'améliore en présence de sols. Toutefois, on n'a fait aucune distinction entre la biodégradation, l'adsorption sur des particules de sol ou d'autres processus de dégradation.

Le log du coefficient de partage dans le mélange octanol/eau pour le bromure de méthyle est de 1,19 (Hansch et Leo 1987). Il est donc peu probable que le bromure de méthyle soit bioaccumulé.

X.3.6.4.5 Chlorure de méthyle

Il existe peu d'information sur le devenir du chlorure de méthyle dans le milieu aquatique. Toutefois, si l'on se fie au peu d'information dont on dispose, il semble que l'évaporation soit le processus le plus important pour réduire le chlorure de méthyle dans l'environnement. L'hydrolyse est assez lente et le log du coefficient de partage octanol/eau pour le chlorure de méthyle est de 0,91 (Hansch et Leo 1984), ce qui permet de penser que son potentiel de bioaccumulation est très faible.

Le chlorure de méthyle possède une pression de vapeur modérément élevée qui accélère son potentiel d'élimination à partir de l'environnement par évaporation. Dans les milieux aquatiques, il est vraisemblable que ce composé s'évapore rapidement à partir des couches superficielles. Toutefois, en eau calme, la vitesse d'élimination est régie par la diffusion moléculaire dont on sait qu'elle est lente (Bird et coll. 1960). Dans les cours d'eau très turbulents, ce composé peut être éliminé assez rapidement car dans ce cas, les coefficients de transfert de masse par convection sont élevés.

Dans l'eau, le chlorure de méthyle se décompose en CH_3OH, H^+ et Cl^-. Mabey et Mill (1976) ont signalé une demi-vie d'environ 360 jours pour l'hydrolyse aqueuse, signe que ce devenir n'aura qu'un effet faible sur les concentrations de chlorure de méthyle dans le milieu aquatique.

On n'a pas trouvé d'information dans la documentation sur les caractéristiques d'adsorption du chlorure de méthyle dans les sols et les sédiments ou sur la photolyse ou la photooxydation du chlorure de méthyle dans les solutions aqueuses.

On dispose de peu d'information sur le chlorure de méthyle. Tabak et coll. (1981), en utilisant divers sols et divers inoculums d'eaux usées décantées non acclimatés, ont obtenu des demi-vies de biodégradation aérobie allant de 7 à 28 jours.

X.3.6.4.6 Chlorure de méthylène

La volatilisation et la biodégradation ont un effet beaucoup plus marqué sur la réduction des concentrations de chlorure de méthylène dans le sol et dans l'eau que l'hydrolyse, l'oxydation, la photolyse et l'adsorption.

Le chlorure de méthylène peut être rapidement éliminé du milieu aqueux par évaporation à cause de sa pression de vapeur élevée. D'après une étude effectuée en laboratoire et portant sur l'évaporation du chlorure de méthylène à partir de solutions aqueuses diluées, Dilling et coll. (1976) ont observé que le taux d'agitation influait beaucoup sur les taux d'évaporation. À 25 °C et à une profondeur de 6,5 cm, une agitation continue à 200 tours/minute donnait une demi-vie d'environ 25 min, alors qu'une agitation périodique faisait augmenter la demi-vie à plus de 90 min. Lyman (1982) a signalé une demi-vie d'évaporation de 3 h pour le chlorure de méthylène à partir de l'eau à une profondeur de 1 m; Rathbun et Tai (1981) ont signalé une demi-vie de 5,6 h pour une solution de 28 cm de profondeur agitée à raison de 2040 tours/minute.

De nombreuses études décrivent la biodégradation du chlorure de méthylène dans des boues activées. Dans la plupart des cas, la dégradation est

particulièrement marquée en présence d'organismes acclimatés au chlorure de méthylène. Dans des expériences effectuées à l'échelle du laboratoire avec un réacteur à boue à écoulement continu, Stover et Kincannon (1983) ont signalé une élimination à 99,7 % après 8 h. Rittman et McCarty (1980a) ont signalé une dégradation à 100 % dans une expérience à croissance suspendue, en lots, en l'espace de 20 à 100 h. Cette étude visait également à évaluer le taux de biodégradation avec une population microbienne d'*Acinetobacter*, d'*Alcaligenes*, de *Flavobacterium*, de *Pseudomonas* et d'une levure. Le chlorure de méthylène disparaissait rapidement du milieu et il restait seulement 4 $mg \cdot L^{-1}$ des 50 $mg \cdot L^{-1}$ originaux après 6 h. Tabak et coll. (1981) ont signalé une dégradation de 100 % en l'espace de 7 jours pour le chlorure de méthylène dans un réacteur à 25 °C en utilisant des boues d'ensemencement, des sels minéraux et une levure. Davis et coll. (1981), en utilisant aussi comme milieu des eaux d'égout municipales, ont obtenu un taux de dégradation de 92 % en l'espace de 6 h. Dans des sols aérobies, le taux de dégradation du chlorure de méthylène semble un peu plus lent. Hensen et coll. (1988) ont signalé une dégradation de 43 % après 6 semaines dans des sables fins de Lincoln. Ces données montrent que la biodégradation est un processus important d'élimination du chlorure de méthylène à partir des milieux aquatiques et de l'eau.

Dilling et coll. (1975) ont constaté que des solutions aqueuses de chlorure de méthylène dans des contenants hermétiquement fermés avaient une demi-vie de 18 mois. Mabey et Mill (1976) ont signalé une demi-vie de 704 jours pour l'hydrolyse du chlorure de méthylène dans l'eau à une température de 25 °C et à un pH de 7. Gordon (1976) a estimé que la demi-vie pour l'hydrolyse du chlorure de méthylène dans l'eau était d'environ 700 ans; ces chiffres sur la demi-vie ont été indiqués en fonction de la température ou du pH. Bien que ces données soient largement variables, il est clair que l'hydrolyse est un processus lent et qu'elle ne devrait pas beaucoup contribuer à la dégradation du chlorure de méthylène dans les écosystèmes aquatiques.

Dilling (1977) a indiqué les concentrations adsorbées sur de l'argile de bentonite granulaire, du calcaire de dolomite sec, du sable de silice d'Ottawa et de la tourbe. Dans le cas du sable de silice d'Ottawa et du calcaire, l'adsorption ne semblait pas importante. Par contre, elle était élevée sur la tourbe et l'argile de bentonite (adsorption de 10 % en l'espace de 10 min pour 375 $\mu g \cdot g^{-1}$ d'argile, de 22 % en l'espace de 30 min avec 750 $\mu g \cdot g^{-1}$ d'argile et de 40 % en l'espace de 10 min avec de la tourbe). Dobbs et coll. (1989) ont constaté que l'adsorption du chlorure de méthylène était faible sur les liqueurs mixtes de traitement primaire des déchets et sur de la boue digérée.

La réactivité ou les concentrations de solutions aqueuses de chlorure de méthylène conservées dans des contenants hermétiques étaient les mêmes après un an, que les contenants soient exposés à la lumière du soleil ou à l'obscurité (Dilling et coll. 1975). Ces résultats indiquent que la photolyse et la photo-oxydation ne jouent pas un rôle important dans le devenir du chlorure de méthylène dans des solutions aqueuses.

Étant donné la faible valeur du coefficient de partage octanol/eau (1,25) pour le chlorure de méthylène, il est peu probable que ce composé soit soumis à la bioaccumulation (WHO 1984a).

X.3.6.4.7 Chlorodibromométhane

On a trouvé peu d'information dans la documentation sur le devenir environnemental du chlorodibromométhane. Comme sa présence dans l'environnement semble principalement résulter de la chloration de l'eau, il est peu vraisemblable qu'il apparaisse en tant que lixiviat ou qu'il constitue un danger en cas de déversement accidentel. La biodégradation et la volatilisation sont probablement les principaux procédés qui réduisent sa quantité dans l'environnement.

Dans des études de biodégradation résumées par Howard et coll. (1990), on a noté une perte de chlorodibromométhane de 25 à 39 % en utilisant une méthode de sélection en flacon statique et pour une période d'incubation de 28 jours, ce qui a été interprété comme une résistance relative à la biodégradation dans des conditions aérobies (Tabak et coll. 1981). L'U.S. EPA (1989) a estimé que la demi-vie de cette substance se situait entre 4 semaines et 6 mois dans des conditions aérobies. Des essais effectués dans des conditions anaérobies, à partir de cultures bactériennes méthanogènes mixtes provenant d'eaux d'égout, ont montré que le chlorodibromométhane était entièrement dégradé en l'espace de deux semaines, alors que seulement 43 à 50 % avaient disparu des témoins stériles après 6 semaines (Bouwer et coll., 1981). L'U.S. EPA (1989) a estimé que la demi-vie de cette substance était comprise entre 4 et 6 semaines dans des conditions anaérobies.

Howard et coll. (1990) ont indiqué que le chlorodibromométhane se volatiliserait rapidement à partir de l'eau en se basant sur la constante de Henry et fourni les taux de volatilisation (43 min à 16,6 j)

obtenus pour le dichlorobromométhane, lequel a une structure ressemblant à celle du chlorodibromométhane (Kaczmar et coll. 1984).

Versar Inc. (1979) signale une demi-vie de 274 ans pour l'hydrolyse du chlorodibromométhane dans l'eau, à pH 7 et à une température de 25 °C. Ces données indiquent que l'hydrolyse n'éliminera pas des quantités importantes de chlorodibromométhane des milieux aquatiques.

Le faible coefficient de partage octanol/eau (log K_{oe}) obtenu pour le chlorodibromométhane (2,09) (Versar Inc., 1979) indique que cette substance sera vraisemblablement soumise à une faible bioaccumulation.

X.3.6.4.8 Dichlorobromométhane

La biodégradation et la volatilisation sont deux processus qui font diminuer les concentrations de dichlorobromométhane dans l'environnement. Les processus d'hydrolyse, d'oxydation, de photolyse et d'adsorption ne réduisent pas beaucoup la concentration de ce produit.

Comme l'indiquent les données physiques données ci-haut, le dichlorobromométhane présente une pression de vapeur modérément élevée et il peut être éliminé d'un milieu aqueux par évaporation. Toutefois, on s'attend à ce que le taux de transport du dichlorobromométhane à partir des eaux superficielles soit très variable. Par exemple, on a évalué que la demi-vie de volatilisation à partir des cours d'eau se situait entre 33 min et 12 jours, la valeur la plus typique étant de 35 h (Kaczmar et coll. 1984).

Dans des essais anaérobies effectués avec des cultures bactériennes méthanogènes mixtes provenant d'eaux d'égout, on a constaté que le dichlorobromométhane se dégradait complètement en l'espace de 2 semaines, alors que seulement 43 à 50 % avaient disparu des témoins stériles après 6 semaines (Bouwer et coll. 1981). Il ne se produisait pas de dégradation lors d'essais effectués dans des conditions aérobies avec des effluents stériles ou ensemencés. Dans des études réalisées dans des conditions anoxiques avec des bactéries dénitrifiantes, il y avait 50 % de dégradation dans les cultures bactériennes après 8 semaines et aucune dégradation chez les témoins (Bouwer et McCarty 1983a). On a observé une dégradation rapide dans une colonne de laboratoire à pellicule fixe et à écoulement continu avec des cultures méthanogènes ensemencées et une dégradation lente dans les témoins stériles (Bouwer et McCarty, 1983b). Après avoir fait passer du dichlorobromométhane à travers des couches de sol biologiquement actif, dans le cadre d'une expérience sur le terrain d'alimentation de la nappe souterraine, pendant 18 h, on n'a pas observé de dégradation appréciable (Rittman et McCarty 1980b).

Mabey et Mill (1976) ont indiqué qu'en réagissant avec les ions hydroxyle présents dans l'eau, le dichlorobromométhane se décomposait avec une demi-vie de 137 ans (pH 7 à 25 °C). On ne dispose que de données limitées sur l'adsorption du dichlorobromométhane dans les sols. Wilson et coll. (1981) ont noté que le dichlorobromométhane présentait une mobilité importante à la suite d'expériences portant sur une colonne de sol constitué de sol sableux en laboratoire. On a également constaté que la mobilité de cette substance était élevée dans une étude portant sur l'infiltration réalisée aux Pays-Bas, sur le Rhin (Piet 1981). Selon l'U.S. EPA (1985) la mobilité du dichlorobromométhane dans les sols varie de modérée à élevée. Ces observations permettent de penser que le dichlorobromométhane n'est pas adsorbé sur les sols dans une large mesure. Mabey et coll. (1982) ont conclu que ni la photolyse directe, ni l'oxydation, par l'intermédiaire de radicaux peroxyle ou de singlet d'oxygène, ne jouent un rôle important dans le devenir du dichlorobromométhane dans les milieux aquatiques.

Le logarithme du coefficient de partage octanol/eau (K_{oe}) pour le dichlorobromométhane est de 1,88 (Callahan et coll. 1979). Il est donc peu vraisemblable que cette substance soit soumise à la bioaccumulation.

X.6.3.4.9 Dichlorodifluorométhane

Le dichlorodifluorométhane est peu susceptible d'apparaître dans les milieux aquatiques car il est le plus souvent libéré dans l'environnement sous forme de gaz et parce qu'il est peu soluble dans l'eau. Dans le cas d'un composé analogue, le dichlorofluorométhane, l'U.S. EPA (1989) a obtenu une demi-vie variant de 4 semaines à 6 mois dans les eaux superficielles et de 8 semaines à 12 mois dans les eaux souterraines (Tabak et coll. 1981). On n'a trouvé aucune information sur les processus qui régissent l'élimination du dichlorofluorométhane de l'environnement.

X.6.3.4.10 Trichlorofluorométhane

Le plus souvent, le trichlorofluorométhane est libéré dans l'environnement sous forme de gaz et il est pratiquement insoluble dans l'eau. Sa présence dans l'environnement aquatique ne peut donc être due qu'à des déversements, à la lixiviation à partir de sites d'élimination et de décharges et au rejet d'effluents

industriels. Bien que sous l'action de divers processus, notamment par adsorption, hydrolyse, biodégradation et évaporation, les concentrations de trichlorofluorométhane puissent être réduites, on n'a trouvé dans la documentation aucune information relative aux constantes de vitesse, aux demi-vies ou d'autres données qui permettraient d'évaluer sa persistance dans de tels milieux. À cause de sa masse volumique élevée et de son insolubilité dans l'eau, le trichlorofluorométhane, lorsqu'il est libéré sous forme de liquide dans un milieu aquatique, peut couler au fond des cours d'eau à faible débit ou des lacs profonds et être piégé pendant de longues périodes. On a observé ce phénomène dans le cas du chloroforme (Neely et coll. 1976; Pecher et Herrmann 1986) qui présente une masse volumique et des caractéristiques de solubilité analogues à celles du trichlorofluorométhane.

X.3.7 Références

Abernethy, S., A.M. Bobra, W.Y. Shiu, P.G. Wells et D. Mackay. 1986. Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planktonic crustaceans: The key role of organism-water partitioning. Aquat. Toxicol. 8(3): 163–174.

Anderson, D.R. et E.B. Lusty. 1980. Acute Toxicity and Bioaccumulation of Chloroform to Four Species of Freshwater Fish. Battelle Pacific Northwest Laboratories, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Richland, Wash. Report No. CR-0893, NTISPNL-3046. 33 p.

Angus, K.W. et A. Greig. 1979. Renal and hepatic calcification in a lamb poisoned by an anthelmintic dose of carbon tetrachloride. J. Comp. Pathol. 89: 605.

Ayotte, P. 1987. Micropolluants organiques. Campagnes d'échantillonnage 1986. Direction des eaux souterraines et de consommation, Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec. 144 p.

Barker, J.F. 1987. Volatile aromatic and chlorinated organic contaminants in groundwater at six Ontario landfills. Water Pollut. Res. J. Can. 22(1): 33–48.

Bellar, T.A., J.J. Lichtenberg et C. Kroner. 1974. The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Waters. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-670/4-74-008.

Bird, R.B., W.E. Stewart et E.N. Lightfoot. 1960. Transport Phenomena. John Wiley & Sons, New York. 780 p.

Birge, W.J., J.A. Black et D.M. Bruser. 1979. Toxicity of Organic Chemicals to Embryo–Larval Stages of Fish. Ecological Resource Service, Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/11-79-007.

Birge, W.J., J.A. Black et R.A. Kuehne. 1980. Effects of Organic Compounds on Amphibian Reproduction. Water Resources Research Institute, University of Kentucky, Lexington, Ky. Project No. A-074-KY. Res. Rep. No. 121.

Black, J.A., W.J. Birge, W.E. Donnell, A.G. Westerman, B.A. Ramey et D.M. Bruser. 1982. The Aquatic Toxicity of Organic Compounds to Embryo–Larval Stages of Fish and Amphibians. Water Resources Research Institute, University of Kentucky, Lexington, Ky. Res. Rep. No. 133, NTIS PB82–224601. 61 p.

Bouwer, E.J. et P.L. McCarty. 1983a. Transformation of 1- and 2-carbon halogenated aliphatic organic compounds under methanogenic conditions. Appl. Environ. Microbiol. 45: 1286–1294.

Bouwer, E.J. et P.L. McCarty. 1983b. Transformations of halogenated organic compounds under denitrification conditions. Appl. Environ. Microbiol. 45: 1295–1299.

Bouwer, E.J., B.E. Rittmann et P.L. McCarty. 1981. Anaerobic degradation of halogenated 1- and 2-carbon organic compounds. Environ. Sci. Technol. 15: 596–602.

Bouwer, E.J., P.L. McCarty, H. Bouwer et R.C. Rice. 1984. Organic contaminant behaviour during rapid infiltration of secondary wastewater at the Phoenix 23rd Avenue Project. Water Res. 18: 463–472. (Cité dans U.S. EPA 1989.)

Bowman, F.J., J.F. Borzelleca et A.E. Munson. 1978. The toxicity of some halomethanes in mice. Toxicol. Appl. Pharmacol. 44(1): 213–215.

Bringmann, G. et R. Kuhn. 1977. Results of the damaging effect of water pollutants on *Daphnia magna*. Z. Wasser Abwasser Forsch. 10(5): 161–166.

Bringmann, G. et R. Kuhn. 1978a. Limiting values for the noxious effects of water pollutant material to blue algae (*Microcystis aeruginosa*) and green algae (*Scenedesmus quadricauda*) in the cell multiplication inhibition test. Vom Wasser 50: 45–60.

Bringmann, G. et R. Kuhn. 1978b. Testing of substances for their toxicity threshold: Model organisms *Microcystis* (*Diplocystis*) *aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*. Mitt. Inst. Ver. Theor. Angew. Limnol. 21: 275–284.

Bringmann, G. et R. Kuhn. 1980. Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test. Water Res. 14(3): 231–241.

Calabrese, E.J. 1983. Comparison of United States and Canada drinking water regulations. Reg. Toxicol. Pharmacol. 3: 417–427.

California State Department of Health Services. Non daté. Sanitary Engineering Branch, Revision 110483. (Cité dans OMOE 1989.)

Callahan, M.A., M.W. Slimak et N.W. Gabel. 1979. Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4 79-029A.

CCMRE. 1987 Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Préparées par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement.

Chemical Products Synopsis. 1984. Fluorocarbons. (As described in TOXNET Computerized Data Base, Toxicology Data Network, National Library of Medicine, U.S. Department of Health and Human Services. Retrieved January–February 1987.)

Chemical Profile. 1986. Fluorocarbons. (As described in TOXNET Computerized Data Base, Toxicology Data Network, National Library of Medicine, U.S. Department of Health and Human Services. Retrieved January–February 1987.)

Chu, I., D.C. Villeneuve, V. Secours et G. Becking. 1982. Toxicity of trihalomethanes: I. The acute and subacute toxicity of chloroform, bromodichloromethane, chlorodibromomethane and bromoform in rats. J. Environ. Sci. Health B 17: 205–224.

Comba, M.E. et K.L.E. Kaiser. 1984. Tracking river plumes with volatile halocarbon contaminants: The Niagara River–Lake Ontario example. J. Great Lakes Res. 10(4): 375-382.

Corpus Information Services. 1989a. Corpus CPI Product Profile: Chloroform. Don Mills, Ont.

Corpus Information Services. 1989b. Corpus CPI Product Profile:

Carbon Tetrachloride. Don Mills, Ont.
Corpus Information Services. 1989c. Corpus CPI Product Profile: Methyl Chloride. Don Mills, Ont.
Corpus Information Services. 1989d. Corpus CPI Product Profile: Methylene Chloride. Don Mills, Ont.
Crittenden, J.C., P. Luft, D.W. Hand, J.L. Oravitz et S.W. Loper. 1985. Prediction of multicomponent adsorption equilibria using ideal adsorbed solution theory. Environ. Sci. Technol. 19(11): 1037–1043.
Crossland, N.O., D. Bennett, C.J. Wolf et R.P. Swannell. 1986. Evaluation of models used to assess the fate of chemicals in aquatic systems. Pestic. Sci. 17(3): 297–304.
Davis, E.M., H.E. Murray et J.G. Liehr. 1981. Basic microbial degradation rates and chemical by-products and selected organic compounds. Water Res. 15: 1125–1127.
Dickson, A.G. et J.P. Riley. 1976. The distribution of short chain halogenated aliphatic hydrocarbons in some marine organisms. Mar. Pollut. Bull. 7: 167–169.
Dilling, W.L. 1977. Interphase transfer processes. II. Evaporation rates of chloromethanes, ethanes, ethylenes, propanes and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with theoretical predictions. Environ. Sci. Technol. 11: 405–409.
Dilling, W.L., N.B. Tefertiller et G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates and reactivities of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. Environ. Sci. Technol. 9(9): 833–838.
Dilling, W.L., C.J. Bredeweg et N.B. Tefertiller. 1976. Simulated atmospheric photodecomposition rates of methylene chloride, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other compounds. Org. Photochem. 10(4): 351–356.
Dobbs, R.A., L. Wang et R. Govind. 1989. Sorption of toxic organic compounds on wastewater solids: Correlation with fundamental properties. Environ. Sci. Technol. 23(9): 1092–1097.
Farm Chemicals Handbook. 1986. Meister Publishing Co., Willoughby, Ohio.
Fishbein, L. 1977. Potential Industrial Carcinogens and Mutagens. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-560/5-77-005. 165 p.
Gamlen, P.H., B.C. Lane, P.M. Midgley et J.M. Steed. 1986. The production and release to the atmosphere of CCl_3F and CCl_2F_2 (chlorofluorocarbons CFC 11 and CFC 12). Atmos. Environ. 20(6): 1077–1085.
Gazette du Canada. 1989. Règlement n° 1 sur les substances appauvrissant la couche d'ozone (chlorofluoroalcanes). Extrait de la Gazette du Canada, Partie II, 19 juillet 1989.
Gazette du Canada. 1990. Règlement n° 3 sur les substances appauvrissant la couche d'ozone (produits). Extrait de la Gazette du Canada, Partie II, 12 septembre 1990.
Gentile, I.A., L. Ferraris, S. Crespi et A. Belligno. 1989. The degradation of methyl bromide in some natural fresh waters. Influence of temperature, pH and light. Pestic. Sci. 25: 261–272.
Gordon, J. 1976. Air Pollution Assessment of Methylene Chloride. The Mitre Corporation, Maclean, Va. Technical Report MTR-7334.
Graham Engineering Consultants. 1984. Gloucester landfill waste site engineering study—problem definition and remedial alternatives. Submitted to Transport Canada as Project No. L10137-1174 by A.J. Graham Engineering Consultants Ltd., Water and Earth Sciences Associated Ltd., and Canviro Consultants Ltd.
Hansch, C. et A. Leo. 1979. Substituent Constants for Correlation Analysis in Chemistry and Biology. John Wiley & Sons, New York.
Hansch, C. et A. Leo. 1984. Substituent Constants for Correlation Analysis in Chemistry and Biology. John Wiley & Sons, New York.
Hansch, C. et A. Leo. 1987. Substituent Constants for Correlation Analysis in Chemistry and Biology. John Wiley & Sons, New York.
Hawley, G.G. (éd.). 1977. The Condensed Chemical Dictionary. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
Hensen, J.M., M.V. Yates, J.W. Cochran et D.L. Shackleford. 1988. Microbial removal of halogenated methanes, ethanes, and ethylenes in aerobic soil exposed to methane. FEMS Microbiol. Ecol. 53: 193–201.
Heukelekian, H. et M.C. Rand. 1955. Biochemical oxygen demand of pure organic compounds. J. Water Pollut. Control Assoc. 29: 1040–1053.
Howard, P.H., G.W. Sage, W.F. Jarvis et D.A. Gray. 1990. Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals. Vol. II. Solvents. Lewis Publishers, Chelsea, Mich.
IARC. 1979. Some halogenated hydrocarbons. IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk Chem. Hum. 20: 401–427.
IARC. 1986. Some Halogenated hydrocarbon and pesticide exposures. IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk Chem. Man. 41: 192.
Ishikawa, T., S. Takahiko, O. Youki et N. Hisamitsu. 1986. Reaction of chlorine and bromine with humic substance. Sci. Total Environ. 54: 185–194.
Jackson, R.E., R.J. Patterson, B.W. Graham, J. Bahr, D. Bélanger, J. Lockwood et M. Priddle. 1985. Hydrogéologie des contaminants organiques toxiques à un site d'enfouissement, Gloucester (Ontario). 1. Propriétés chimiques et évaluation des sites. Institut national de recherche en hydrologie, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Jeffers, P.M., L.M. Ward, L.M. Woytowitch et N.L. Wolfe. 1989. Homogeneous hydrolysis rate constants for selected chlorinated methanes, ethanes, ethenes, and propanes. Environ. Sci. Technol. 23(8): 965–969.
Jensen, S. et R. Rosenberg. 1975. Degradability of some chlorinated aliphatic hydrocarbons in sea water and sterilized water. Water Res. 9(7): 659–661.
Johns, R. 1976. Air Pollution Assessment of Carbon Tetrachloride. Mitre Corporation, McLean, Va. Technical Report MTR7144.
Kaczmar, S.W., F.M. D'Itri et M.J. Zabik. 1984. Volatilization rates of selected haloforms from aqueous environments. Environ. Toxicol. Chem. 3: 31–55.
Kaiser, K.L. et M.E. Comba. 1986a. Tracking river plumes with volatile halocarbon contaminants: The St. Clair River–Lake St. Clair example. Environ. Toxicol. Chem. 5: 965–976.
Kaiser, K.L.E. et M.E. Comba. 1986b. Volatile halocarbon contaminant survey of the St. Clair River. Water Pollut. Res. J. Can. 21(3): 323–331.
Kaiser, K.L.E. et I. Valdmanis. 1979. Volatile chloro- and chlorofluorocarbons in Lake Erie—1977 and 1978. J. Great Lakes Res. 5: 160–169.
Kawasaki, M. 1980. Experiences with the test scheme under chemical control laws of Japan: An approach to structure–activity correlations. Ecotoxicol. Environ. Saf. 4: 444–454.
Kayser, R., D. Sterling et D. Viviani (éd.). 1982. Intermedia Priority Pollutant Guidance Documents. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. p. 3-1.
King, L. et G. Sherbin. 1986. Point sources of toxic organics to the upper St. Clair River. Water Pollut. Res. J. Can. 21(3): 433–446.

Kirk, R.E. et D.F. Othmer (éd). 1979. Kirk–Othmer Concise Encyclopedia of Chemical Technology. John Wiley & Sons, New York.

Knight, H.D. et M. Reina-Guerra. 1977. Intoxication of cattle with sodium bromide-contaminated feed. Am. J. Vet. Res. 38: 407.

Kringstad, K. et K. Lindstrom. 1984. Spent liquors from pulp bleaching. Environ. Sci. Technol. 18: 236A–238A.

Kudla, A.J. 1984. Hydra reaggregation: A rapid assay to predict teratogenic hazards induced by environmental toxicity. J. Wash. Acad. Sci. 74(4): 102–107.

La Poe, R.G. 1985. Sorption and Desorption of Volatile Chlorinated Aliphatic Compounds by Soils and Soil Components. Air Force Institute of Technology, Wright-Patterson Air Force Base, Ohio. AFIT/CI/NR-85-99T. 325 pp.

LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(5): 684–691.

Lesage, S., P.G. Riemann et R.A. McBride. 1989. Degradation of organic solvents in landfill leachates. *Dans* Proc. Ontario Ministry of the Environment Technology Transfer Conference, 20 novembre, Toronto. Vol. 2. pp. 88–97.

Lesage, S., R.E. Jackson, M.W. Priddle et P.G. Riemann. 1990. Occurrence and fate of organic solvent residues in anoxic ground water at the Gloucester landfill, Canada. Environ. Sci. Technol. 24(4): 559–566.

Little, A.D. 1970. Water Quality Criteria Data Book. Vols. I and II. Organic Chemical Pollution of Fresh Water. U.S. Environmental Protection Agency, Cambridge, Mass.

Lum, K.R. et K.L. Kaiser. 1986. Organic and inorganic contaminants in the St. Lawrence River: Some preliminary results on their distribution. Water Pollut. Res. J. Can. 21(4): 592–603.

Lyman, W.J. 1982. Adsorption coefficients for soils and sediment. *Dans* Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Environmental Behavior of Organic Compounds. W.J. Lyman, W.F. Reehl and D.H. Rosenblatt (éd.). McGraw-Hill, New York. pp. 4.1–4.33.

Mabey, W.R. et T. Mill. 1976. Kinetics of hydrolysis and oxidation of organic pollutants in the aquatic environment. *Dans* Extended Abstracts of Symposium on Nonbiological Transport and Transformation of Pollutants on Land and Water: Processes and Critical Data Required for Predictive Description. 11–13 mai 1976, National Bureau of Standards, Gaithersburg, Md.

Mabey, W.R. et T. Mill. 1978. Critical review of hydrolysis of organic compounds in water under environmental conditions. J. Phys. Chem. (Ref. Data) 7: 383–415. (Cited in U.S. EPA 1989.)

Mabey, W.R., J.H. Smith, R.T. Podall, H.L. Johnson, T. Mill, T.W. Chou, J. Gates, I. Waight-Partridge, H. Jaber et D. Vandenberg. 1982. Aquatic Fate Process Data for Organic Priority Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-81-014.

Mailhot, H. 1987. Prediction of algal bioaccumulation and uptake of nine organic compounds by ten physicochemical properties. Environ. Sci. Technol. 21(10): 1009–1013.

McBride, R.A., A.M. Gordon et P.H. Groenevelt. 1989. Treatment of landfill leachate by spray irrigation—an overview of research results from Ontario, Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 42: 510–517.

McCarty, P.L. 1980. Organics in water—An engineering challenge. Am. Soc. Civ. Eng. J. Environ. Eng. Div. 106(IEE): 1–17.

NAS. 1978. Chloroform, Carbon Tetrachloride and Other Halomethanes. Scientific and Technical Assessments of Environmental Pollutants. National Academy of Sciences, Washington, D.C.

Neely, W.B., D.R. Branson et G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol. 8: 1113–1115.

Neely, W.B., G.E. Blau et T. Alfrey, Jr. 1976. Mathematical models predict concentration–time profiles resulting from chemical spill in a river. Environ. Sci. Technol. 10: 72–76.

NIOSH/OSHA. 1981. Occupational health guideline for chloroform. *Dans* Occupational Health Guidelines for Chemical Hazards. F.W. Mackison, R.S. Stricoff et L.J. Partridge, Jr. (éd.). National Institute for Occupational Safety and Health/Occupational Safety and Health Administration DHHS(NIOSH) Publication 81-123, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.

Oliver, B.G. et C.W. Pugsley. 1986. Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments. Water Pollut. Res. J. Can. 21(3): 368–379.

O'Neill, H.J. et K.G. MacKeigan. 1987. Data Summary Report. Federal–Provincial Drinking Water Sources Toxic Chemical Study. Direction de la qualité des eaux, Région de l'Atlantique, Environnement Canada, Moncton (N.-B.).

OMOE. 1983. Ontario Drinking Water Objectives. Revised 1983. Ontario Ministry of the Environment.

OMOE. 1989. Computer printout of water treatment plant data. Ontario Ministry of the Environment.

Otson, R. 1987. Purgeable organics in Great Lakes raw and treated water. Int. J. Environ. Anal. Chem. 31(1): 41–53.

Otson, R., D.T. Williams, et P.D. Bothwell. 1982. Volatile organic compounds in water at 30 Canadian potable water treatment facilities. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 65: 1370.

Patterson, R.J., R.E. Jackson, B.W. Graham, C. Chaput et M. Priddle. 1985. Retardation of toxic chemicals in a contaminated outwash aquifer. Water Sci. Technol. 17(9): 57–70.

Pearson, C.R. et G. McConnell. 1975. Chlorinated C1 and C2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London Ser. B 189: 305–332.

Pecher, K. et R. Herrmann. 1986. Behavior of chloroform from pulp bleaching in an ice-covered Finnish lake. Sci. Total Environ. 48(1–2): 123–132.

Piet, G.J. 1981. Soil mobility of dichlorobromomethane in water infiltration studies along the Rhine River. Stud. Environ. Sci. 17: 557–564.

Radding, S.B. et D.H. Linn. 1977. Review of the Environmental Fate of Many Selected Chemicals. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-560/5-77-003. PB-267 121.

Rathbun, R.E. et D.Y. Tai. 1981. Technique for determining the volatilization coefficients of priority pollutants in streams. Water Res. 15: 243–250.

Rittman, B.E. et P.L. McCarty. 1980a. Utilization of dichloromethane by suspended and fixed-film bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 39(6): 1225–1226.

Rittman, B.E. et P.L. McCarty. 1980b. Model of steady state biofilm kinetics. Biotech. Bioeng. 22: 2343–2357.

Roberts, P.V., M.N. Goltz et D.M. Mackay. 1986. Natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: 3. Retardation estimates and mass balances for organic solutes. Water Resour. Res. 22(13): 2047–2058.

Rook, J.I. 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. Water Treat. Exam. 23: 234–243.

Sabljic, A. 1987. On the prediction of soil sorption coefficients of organic pollutants from molecular structure: Application of molecular topology model. Environ. Sci. Technol. 21: 358–366.

Santé et Bien-être social Canada. 1977. Enquête nationale sur les halométhanes dans l'eau potable. Direction de l'hygiène du

milieu, Direction générale de la protection de la Santé. 77-EHD-9. 119 p.

Santé et Bien-être social Canada. 1979. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Santé et Bien-être social Canada. Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1989a. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Document préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial sur l'hygiène de l'environnement et du milieu de travail.

Santé et Bien-être social Canada. 1989b. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, documentation à l'appui. Document préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial sur l'hygiène de l'environnement et du milieu du travail.

Sax, N.I. et R.J. Lewis. 1989. Dangerous Properties of Industrial Materials. Vols. 1–3. 7th ed. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

Shackelford, W.M., D.M. Cline, L. Faas et G. Kurth. 1983. An evaluation of automated spectrum matching for survey identification chromatography–mass spectrometry. Anal. Chim. Acta 146: 15–27.

Slooff, W., D. De Zwart et J.M. Marquenie. 1983. Detection limits of a biological monitoring system for chemical water pollution based on mussel activity. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30(4): 400–405.

Stanford Research Institute. 1975a. Fluorinated Hydrocarbons—Salient Statistics. Chemical Economics Handbook Series 658. p. 2030.

Stanford Research Institute. 1975b. Research Program on Hazard Priority Ranking of Manufactured Chemicals. Phase II—Final Report. Menlo Park, Calif. SRI Project ECU-3386. pp. 41–60.

Stover, E.L. et D.F. Kincannon. 1983. Biological treatability of specific organic compounds found in chemical industry waste waters. J. Water Pollut. Control Fed. 55: 97–109.

Su, C. et E.D. Goldberg. 1976. Environmental concentrations and fluxes of some halocarbons. *Dans* Marine Pollutant Transfer. H.L. Windom et R.A. Duce (éd.). Lexington Books, Lexington, Mass. pp. 353–374.

Tabak, H.H., S.A. Quave et C.I. Mashni. 1981. Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds. J. Water Pollut. Control Fed. 53: 1503–1518.

The Merck Index. 1989. 11e édition. S. Budavari, M.J. O'Neil, A. Smith et P.E. Heckelman (éd.). Merck & Co., Rahway, N.J.

Turoski, V.E., D.L. Woltman et B.F. Vincent. 1983. Determination of organic priority pollutants in the paper industry by GC/MS. Tappi 66: 89–90.

U.S. EPA. 1980a. Ambient Water Quality Criteria for Halomethanes. U.S. Environmental Protection Agency, Springfield, Va. EPA-440/5-80-051.

U.S. EPA. 1980b. Office of Drinking Water; Criteria Document: Carbon Tetrachloride. U.S. Environmental Protection Agency. Contract No. 2-800-00-200-19. p. 14.

U.S. EPA. 1981a. Treatability Manual. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/282-001a. pp. I.12.1–I.12.5.

U.S. EPA. 1981b. Removal of dichlorodifluoromethane and trichlorofluoromethane from the toxic pollutant list under section 307(a)(1) of the Clean Water Act. 46 CFR Part 401. Fed. Regist. 46(5): 2266.

U.S. EPA. 1984. Health Assessment Document for Carbon Tetrachloride. Final Report. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/8-82-001F.

U.S. EPA. 1985. Health and Environmental Effects Profile for Bromochloromethanes. U.S. Environmental Protection Agency. ECAO-CIN-P122

U.S. EPA. 1987. Health Advisories. Office of Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency.

U.S. EPA. 1989. Chemical Fate Rate Constants for SARA Section 313 Chemicals and Superfund Health Evaluation Manual Chemicals. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 68-02-4254 Versar Task 176. SRC F0107-10. EPA 68-C8-0004. SRC F0111-119.

U.S. EPA. 1990a. News briefs. *Dans* Toxic Material News, 18 July. p. 290.

U.S. EPA. 1990b. Quality Criteria for Water—1990. Criteria and Standards Division, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Versar Inc. 1979. Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Monitoring and Data Support Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/4-79-029.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

Voss, R.H. 1983. Chlorinated neutral organics in biologically treated bleached kraft mill effluents. Environ. Sci. Technol. 17: 530–537.

Wallin, B.K. et A.J. Condren. 1981. Fate of Toxic and Non-conventional Pollutants in Waste Water Treatment Systems Within the Pulp, Paper and Paperboard Industry. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/2-81-158.

Wegman, R.C.C., P.A. Greve, H. De Heer et P. Hamaker. 1981. Methyl bromide and bromide ion in drainage water after leaching of glasshouse soils. Water Air Soil Pollut. 16(1): 3–11.

WHO. 1984a. Environmental Health Criteria 32. Methylene Chloride. World Health Organization, Genève.

WHO. 1984b. World Health Organization Guidelines for Drinking Water Quality: Vol. 2. Health Criteria and Other Supporting Information. World Health Organization, Genève.

Wilson, J.T., C.G. Enfield, W.J. Dunlap, R.L. Cosby, D.A. Foster et L.B. Baskin. 1981. Transport and fate of selected organic pollutants in a sandy soil. J. Environ. Qual. 10: 501–506.

Wilson, J.T., R.L. Cosby et G.B. Smith. 1984. Potential for Biodegradation of Organo-chlorine Compounds in Groundwater. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/D-84-138.

Wolverton, B.C. et R.C. McDonald-McCaleb. 1986. Biotransformation of priority pollutants using biofilms and vascular plants. J. Miss. Acad. Sci. 31: 79–89.

Yang, J. et R.E. Speece. 1986. The effects of chloroform toxicity on methane fermentation. Water Res. 20(10): 1273–1279.

Zoeteman, B.C., K. Harmsen, J.B. Linders, C.F. Morra et W. Slooff. 1980. Persistent organic pollutants in river water of the Netherlands. Chemosphere 9: 231–249.